



# CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA TOMO III

Contribuciones del V Congreso PROIMCA y III  
Congreso PRODECA

2015



UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL

Allende, Puliafito, Panigatti Editores

**CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN  
ARGENTINA  
TOMO III**

Contribuciones del V Congreso PROIMCA y III Congreso PRODECA

**2015**






UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL

# CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA

---

## TOMO III

2015



**Selección de artículos completos y resúmenes del Quinto Congreso del Proyecto Integrador para la Mitigación de la Contaminación Atmosférica (PROIMCA) y Tercer Congreso del Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua (PRODECA)**

Realizado en La Rioja, Argentina, el 11, 12 y 13 de agosto de 2015

Editores / Compiladores

Dr. Ing. David Allende Dr. Ing. S. Enrique Puliafito, y  
Dra. M. Cecilia Panigatti

Organizado por

Programa de Medio Ambiente, Contingencias y  
Desarrollo Sustentable Secretaría de Ciencia,  
Tecnología y Posgrado

Organización local

Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales -  
GAIA - Facultad Regional La Rioja



**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL**

**2015**





Copyright @ Universidad Tecnológica Nacional, 2015. Todos los derechos de este libro están reservados. Sólo está permitida la reproducción parcial o total de este libro con fines Académicos siempre que se mencione el origen. Primera Edición: Agosto de 2015.

Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina : Contribuciones del V Congreso PROIMCA y III Congreso PRODECA / Enrique Puliafito ... [et al.] ; compilado por David Allende; Enrique Puliafito; M. Cecilia Panigatti; editado por David Allende; Enrique Puliafito ; M. Cecilia Panigatti. - 1a ed. -

Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Mendoza, 2015.

CD-I, PDF

ISBN 978-950-42-0163-2



1. Contaminación Atmosférica. 2. Contaminación del Agua. 3. Contaminación del Aire. I. Puliafito, Enrique II. Allende, David, comp. III. Puliafito, Enrique, comp. IV. Panigatti, Cecilia , comp. V. Allende, David, ed. VI. Puliafito, Enrique, ed. VII. Panigatti, Cecilia , ed.

CDD 551

# Presentación

---

Con mucho entusiasmo y dedicación presentamos este tercer tomo sobre *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina*, fruto de la compilación de trabajos presentados en el V Congreso PROIMCA (*Proyecto Integrador para la Mitigación de la Contaminación Atmosférica*) y III Congreso PRODECA (*Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua*) realizado en la Rioja entre los días 11 al 13 de agosto de 2015.

Estos proyectos integradores son financiados por la Universidad Tecnológica Nacional y ejecutados por investigadores, docentes, becarios y estudiantes de proveniente de más de catorce Facultades Regionales en todo el país.

Este tercer volumen continúa los dos libros preliminares que recopilan las contribuciones de artículos presentados en las ediciones anteriores de los Congresos PROIMCA y PRODECA de los años 2011 y 2013 (*Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina tomos I y II*) (ISBN 978-950-42-0136-6 e ISBN 978-950-42-0150-2) y un Congreso anterior en 2009 denominado "*Contaminación Atmosférica en Argentina*", (ISBN 978-950-42-0120-5), todos editados por la Universidad Tecnológica Nacional y disponibles on-line en <http://www.utn.edu.ar/secretarias/scyt/proimca.utn>

De este modo y siguiendo los volúmenes anteriores, este nuevo libro profundiza y trae nuevas investigaciones en el campo de la contaminación del aire, ruido urbano, contaminación electromagnética, y en el campo de la contaminación del agua se destacan temas de calidad de agua superficial y subterránea; incluyendo en ambas líneas de investigación, análisis de datos, modelos matemáticos, nuevas tecnologías y desarrollos.

Es importante destacar que cada vez más colegas de otras instituciones nacionales de investigación comparten sus investigaciones en estos congresos y así este ámbito se ha convertido en un encuentro nacional sobre contaminación del aire y del agua, con lo cual nos sentimos cada vez más orgullosos de este contar con este espacio y tiempo compartido, pero a la vez nos sentimos muy comprometidos con la oportunidad de mostrar la realidad ambiental Argentina, aportando no sólo diagnósticos y análisis sino soluciones y tecnologías adecuadas.

En estas V PROIMCA y III PRODECA se presentan 81 trabajos (orales y pósters), 30 dedicados al estudio de la contaminación atmosférica y 51 dedicados al recurso hídrico.

La Universidad Tecnológica Nacional está distribuida geográficamente en todo el país en 30 sedes o Facultades Regionales. La Secretaría de Ciencia, Tecnología y Posgrado

coordina la investigación científica y tecnológica a través de 13 Programas, uno de los cuales es el Programa Medio Ambiente Contingencias y Desarrollo Sustentable (ProMADS) en el que se enmarcan los Congresos PROIMCA y PRODECA proyectos activos anuales, totalizando en el año 2015 más de 100 proyectos activos en ejecución. Los resultados de estas investigaciones se discuten y analizan en los Congresos que se presentan en esta edición.

La investigación científica tecnológica en la UTN se sustenta en los Laboratorios, Grupos, y Centros, espacios donde docentes y alumnos comparten estudio e investigación. Es aquí mismo donde también se enraízan los Programas de Posgrados, tanto Doctorados como Maestrías y Especializaciones. Vemos entonces plasmados en las páginas del libro que ponemos a consideración los avances de las tesis de posgrado de doctorandos y maestrandos que junto a sus tutores comparten con la comunidad universitaria.

Así, Centros, Grupos y Laboratorios se convierten en instrumentos vivos, activos y eficaces en los que se coordina investigación y posgrado, que termina enriqueciendo el dictado de las clases del nivel de grado. De la misma forma que el ProMADS ha mostrado un crecimiento sostenido en investigación ambiental, de igual forma este crecimiento ha impactado positivamente en la acreditación de nuevas carreras de posgrado con ejes en la temática ambiental y con un creciente número de estudiantes de posgrado de los tres niveles.

Por lo tanto nos complace presentar el Tercer Volumen de la serie *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina*, con la seguridad de que estas páginas no sólo muestran un estudio interesante de la realidad ambiental Argentina, sino que representan la esencia misma de la vida académica universitaria preocupada por crecer en calidad pero finamente sintonizado con las necesidades que la sociedad le demanda a la Universidad.

A todos los que aportaron sus artículos y resúmenes, a todos los colegas de otras universidades argentinas y extranjeras presentes en esta edición, a las autoridades universitarias y nacionales que apoyan la investigación científica tecnológica, les brindamos nuestro agradecimiento profundo comprometiéndolos a afirmar el camino ya empezado.

Y sin más preámbulos los invitamos a leer este libro.

Los editores.

# Instituciones participantes

---

## Universidad Tecnológica Nacional

Facultad Regional Mendoza  
Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente (GEAA)

Facultad Regional Buenos Aires  
Unidad de Investigación y Desarrollo de las Ingenierías (UIDI)  
Dpto. Ing. Química  
Dpto. Cs. Básicas, UDB-Química  
Dpto. Ing. Civil

Facultad Regional Bahía Blanca  
Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada  
Grupo de Investigación en Ingeniería Sustentable (GIIS)  
Departamento de Ingeniería Civil  
Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)

Facultad Regional Tucumán  
CEDIA y Departamento de Ciencias Básicas Área Química  
Departamento de Electrónica  
Departamento de Ciencias Básicas

Facultad Regional Santa Fe  
Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia,  
Departamento Ingeniería Eléctrica  
Grupo Control y Seguridad Eléctrica, Departamento Ingeniería Eléctrica

Facultad Regional Córdoba  
Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)

Facultad Regional La Plata  
Laboratorio ECAASS

Facultad Regional La Rioja  
GPS – Grupo Proyectos y Servicios  
Cátedra Ingeniería Sanitaria -  
Carrera Ingeniería Civil

Secretaría de Ciencia y Técnica -  
Centro de Innovación e Investigación Tecnológica CENNIT

Facultad Regional Concepción del Uruguay  
Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)

Facultad Regional Avellaneda  
Departamento de Ingeniería Química

Facultad Regional Resistencia  
Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos

Facultad Regional Rafaela  
Grupo de Investigación Estudios de Medio Ambiente (GEM)

Facultad Regional Delta  
Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
UA-Mar del Plata

## Universidad Nacional de La Rioja

Departamento Ac. de Ciencia y Tecnología Aplicadas a la Producción al Amb. y al Urbanismo

## Instituto Tecnológico Buenos Aires

Departamento de Ingeniería Química

## Universidad Nacional de Cuyo

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

## Pontificia Universidad Católica Argentina

Facultad de Ciencias Agrarias

## Helmholtz Center for Environmental Research GmbH

### **Universidad Nacional de Rosario**

Área Química General, Departamento de Químico-Física, Facultad de Ciencias. Bioquímicas y Farmacia

### **Centros CONICET**

Laboratorio de Química Ambiental, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias del Ambiente (IANIGLA)

Centro de Investigaciones Ópticas (CONICET- CIC)

CCT Bahía Blanca- Instituto de Química del Sur

Instituto de Química de Rosario-CONICET

### **CIC - Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires**

### **Universidad Nacional de San Martín**

Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental

### **Universidad Nacional de La Plata**

Facultad de Ciencias Exactas

Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)-

Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA)

Cátedra de Toxicología - Facultad de Ciencias Exactas

Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU)

Control de Calidad de Medicamentos - Diseño de Experimentos

Programa Ambiental de Extensión Universitaria

Centro de Investigaciones Geográficas (CIG)

Laboratorio de Toxicología

### **TU Dresden**

Facultad de Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias Hídricas

### **Municipalidad Bahía Blanca**

Comité Técnico Ejecutivo

### **Universidad Nacional del Sur**

Departamento de Ingeniería

### **Universidad Nacional de Lomas de Zamora**

Área Ambiental de la Facultad de Ingeniería

### **Universidad Nacional de Córdoba**

Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Comisión Nacional de Actividades Espaciales

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal

FaMAF Facultad de Matemática Astronomía y Física

### **Comisión Nacional de Actividades Espaciales**

### **Indunor Sociedad Anónima**

### **LHL-Landesbetrieb Hessisches Landeslab**

### **Universidad Nacional de Mar del Plata**

Instituto de Geología de Costa y del Cuaternario

### **Laboratorio Control de Calidad - DAPyS. Dirección de Agua Potable y Saneamiento del Ente Único de Control**

### **Centro Atómico Constituyentes**

Gerencia Química

# Contenido

---

## **PRIMERA PARTE: ARTÍCULOS COMPLETOS DEL V PROIMCA** **12**

### **SECCIÓN: INVENTARIO DE EMISIONES**

INVENTARIO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE ÉTERES BIFENILOS POLIBROMADOS EN MENDOZA PARA EL AÑO 2011. María F. Ruggeri, David G. Allende, Belén Lana, Karina Garro, Jorgelina Altamirano, S. Enrique Puliafito **13**

EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESCENARIOS DE EMISIONES DE CARBONO A PARTIR DE UN MODELO BASADO EN AGENTES. Paula S. Castesana, S. Enrique Puliafito **25**

UN INVENTARIO DE QUEMA DE BIOMASA EN ALTA RESOLUCIÓN PARA EL NORTE Y CENTRO DE ARGENTINA. Dirk Köhnken, David G. Allende, María F. Ruggeri, Romina M. Pascual Flores, Tomás R. Bolaño-Ortiz, S. Enrique Puliafito, Susan G. Lakkis. **43**

COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE PÚBLICO DE PASAJEROS PARA EL GRAN MENDOZA CON DIVERSAS TECNOLOGÍAS. S. Enrique Puliafito, Mauricio Pilotta **59**

---

### **SECCIÓN: CONTAMINACIÓN ELECTROMAGÉNTICA Y ACÚSTICA**

ESTUDIO DE IMPACTO ACÚSTICO EN LOS ALREDEDORES DE UNA PLANTA INDUSTRIAL DE BAHÍA BLANCA. Víctor H. Cortínez, Martín E. Sequeira, Adrián P. Azzurro **73**

IRRADIACIÓN DE EMBRIONES DE POLLO CON TELÉFONOS CELULARES DURANTE SU GESTACIÓN. Juan Carlos Luján, Néstor Mario Ávila, Juan Esteban Campos. **89**

ANÁLISIS DE RUIDO AMBIENTAL EN ESTACIONES TRANSFORMADORAS. Irene B. Steinmann, Juan P. Fernández, Walter F. Giménez, Ulises Manassero **105**

---

### **SECCIÓN: MODELOS NUMÉRICOS**

EVALUACIÓN DE RIESGO TOXICOLÓGICO DE EVENTUALES EMERGENCIAS QUÍMICAS EN ESCENARIOS SUBURBANOS Y RURALES DEL PARTIDO DE LA PLATA. ETAPA 1. Karina Balbi, Marcos Orte, María L. Elordi, María de los A. Gutiérrez, Jorge E. Colman Lerner, Atilio A. Porta, Erica Y. Sanchez **113**

MC-2D Y MCF-2D PARA LA EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE Y LA VARIABILIDAD DE UN MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICO. Sebastián C. Diez, Juan F. Lopez, Luciana Sampo, Javier Britch **129**

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO WRF A LAS CONDICIONES INICIALES PARA EL MODELADO DE PRECIPITACIONES EN LA REGIÓN DE LOS ANDES CENTRALES. Romina M. Pascual Flores, David G. Allende, Nadine Gärtner, Tomás R. Bolaño-Ortiz, María F. Ruggeri, S. Enrique Puliafito, Susan G. Lakkis **141**

---

### **SECCIÓN: MONITOREO DE CALIDAD DE AIRE**

MEDICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS FUENTES DE PM10, PM2.5 Y PM1 EN LAS ÁREAS URBANAS Y SUBURBANAS DEL GRAN MENDOZA Y GRAN SAN JUAN. David G. Allende, Romina M. Pascual Flores, María F. Ruggeri, Gabriela Roca, S. Enrique Puliafito **157**

HERRAMIENTA DE GESTIÓN: MONITOREO PERIMETRAL EN TIEMPO REAL DE EMISIONES INDUSTRIALES DE VCM. (CASO POLO PETROQUIMICO DE BAHIA BLANCA)Gonzalo Arranz, Marcelo Pereyra, Olga Cifuentes **173**

CALIDAD DE LAS AGUAS DE LLUVIA EN LA REGION DEL GRAN LA PLATA. Nora Arrieta, José M. Bazán, Víctor Sachetto, Jorge Reyna Almandos, Electo M. Salas **189**

CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y EFECTOS ASOCIADOS SOBRE LA SALUD INFANTIL EN EL PARTIDO DE LOMAS DE ZAMORA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES. Esteban Blanco, Cristina Lafflito, Esteban Colman Lerner, Facundo Mayo, Myriam Aguilar, Daniela Giuliani, Andrés Porta **201**

ESTUDIO DE LAS VARIACIONES EN EL ALBEDO DE NIEVE Y GLACIARES EN LOS ANDES CENTRALES. Tomás R. Bolaño-Ortiz, David G. Allende, María F. Ruggeri, Romina M. Pascual Flores, S. Enrique Puliafito, Susan G. Lakkis **211**

ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE AEROSOLIOS ATMOSFÉRICOS EN LA CIUDAD DE CÓRDOBA (ARGENTINA) MEDIANTE EL USO DE INFORMACIÓN SATELITAL. Lara S. Della Ceca, María F. García Ferreyra, Hebe A. Carreras **227**

INCIDENCIA DEL OJO SECO EN POBLACIONES EXPUESTAS A DIFERENTES CALIDADES DE AIRE. María A. Gutiérrez, María E. Ruiz, Daniela Y. Sedan, Andrés A. Porta, Darío Andrinolo **241**

DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE METALES PESADOS EN LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA. Leandro D. Lucchi, Sergio D. Vega, Marcia V. Pagani, Constanza Da Rodda, César Pérez **251**

ESTUDIO DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO Y EN FASE GASEOSA EN LA CIUDAD DE LA PLATA Y ALREDEDORES. Marcos Orte, J. Esteban Colman Lerner, María A. Gutiérrez, M. Lucila Elordi, Natalia Matamoros, Jorge Reyna Almandos, A. Andrés Porta **265**

MONITOREO CONTINUO DE CALIDAD DE AIRE EN BAHIA BLANCA- RESULTADOS HISTORICOS DE PM10. Marcia V. Pagani, Marcelo T. Pereyra, Leandro D. Lucchi, Sergio D. Vega, Constanza Da Rodda, César Pérez **275**

DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL INDIRECTA DE LA CONCENTRACIÓN DE HIDROCARBUROS (HC) EN LOS GASES LIBERADOS A LA ATMÓSFERA EN SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO DE HIDROCARBUROS (SASH). Gustavo I. Servetti, Guillermo N. Ahumada, Mariano L. Torres, José M. Fonseca, Héctor R. Macaño, Javier Britch **291**

#### **SECCIÓN: TECNOLOGÍAS LIMPIAS**

DIAGNÓSTICO DE LA SUSTENTABILIDAD DE LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA. Eduardo Bambill, Cecilia Montero, Mariela Bukosky, Laura Amado, Noelia Lucero, Martina Scarafoni **305**

ESTUDIO TEÓRICO COMPARATIVO DE SÍNTESIS DE ACETANILIDA. Silvana Claudia Caglieri, Mariángeles Pagnan **321**

EFICIENCIA ENERGÉTICA: ILUMINACIÓN – IMPACTO AMBIENTAL. Walter J. D. Cova **329**

DISEÑO DE FOTOREACTOR CON LUZ SOLAR CONCENTRADA PARA TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES EN AIRE. José M. Fonseca, C. Daniel Vidal, Pablo A. Guerrero, Héctor R. Macaño, Javier Britch **341**

CARACTERIZACIÓN DE UNA LÍNEA DE ENERGÍA SOLAR CONCENTRADA (LESC). Pablo A. Guerrero, Daniel Vidal, José M. Fonseca, Héctor R. Macaño, Javier Britch **353**

EFFECTO DEL ENRIQUECIMIENTO DEL INÓCULO EN LA PRODUCCIÓN BIOLÓGICA DE HIDRÓGENO. María José Pascualone, Natalia Montalván, Cynthia Marenco, Rubén Darío González **361**

#### **SEGUNDA PARTE: ARTÍCULOS COMPLETOS DEL PRODECA** **368**

#### **SECCIÓN: CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES Y RECREACIONALES**

CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES EN LA REGION COSTERA DE LA PLATA Y ALREDEDORES. Cano, Leonardo; Fabiano, Italia; Elisio, Santiago; Elordi, María L.; Primost, Jezabel; Andrinolo, Darío **369**

CALIDAD DEL AGUA DEBIDA AL EFECTO DE LAS CIANOBACTERIAS EN EL TRAMO DE ESTUDIO CONCORDIA-SALTO, GUALEGUAYCHU-FRAY BENTOS. Confalonieri, Romeo A; Duarte, Diego; Pavón Mena, Luciano N; Schild, Cristian J; Cardini, Julio C; Zabalett Alejandro **385**

ESTRATEGIAS PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DEL RECURSO HÍDRICO: APLICACIÓN Y COMPARACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA. Coppo, Gabriela; Speltini, Cristina; Martínez, Nahuel; Miño, Romina ; Machalec, Jorge **401**

METALES, HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO E HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN AGUA Y SEDIMENTO DE ARROYOS URBANOS DE LA PCIA. DE BUENOS AIRES. Elordi M. Lucila , Orte Marcos A.; Colman Lerner J. Esteban y Porta, A. Andrés **415**

ENSAYO DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN UN EFLUENTE INDUSTRIAL RECALCITRANTE. Farías, Alejandro R, Utgés, Enrique E., Tenev, María D., Hervot, Elsa I. , Utgés, Enid M. , Baccaro, Julián , Ferreyra, María B., Mlot, Zaira **427**

CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS DEL CANAL SARANDÍ EN SU DESEMBOCADURA EN EL ESTUARIO DEL RÍO DE LA PLATA. Naser, María del C. ; Speltini, Cristina, Bertini Liliana y Vanarelli Mauro **441**

EVALUACIÓN DE LOS LIXIVIADOS OBTENIDOS EN EL RELLENO SANITARIO DE LA CIUDAD DE RAFAELA, SANTA FE. Ma. Cecilia Panigatti, Rosana Boglione, Carina Griffa, Ma. Celeste Schierano, Melina Asforno, Corina Aimó, Rubén Gutiérrez **457**

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL MEDIANTE INDICADORES BACTERIANOS EN PLAYAS DEL PARTIDO DE GENERAL ALVARADO. PROVINCIA DE BUENOS AIRES. ARGENTINA. Angela S. Zamora, Ana V. Saicha, Eleonora Moschione, Mariana G. Rampi, Julio L. del Río **465**

---

#### **SECCIÓN: CALIDAD DE AGUAS SUBTERRÁNEAS**

COMPOSICIÓN DE ARSÉNICO EN MUESTRAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PROVINCIA DE SANTA FE. Rosana Boglione, M. Cecilia Panigatti, Carina Griffa, M. Celeste Schierano, Héctor R. Macaño, Roberto Pepino Minetti **475**

EVALUACION DE LAS CONCENTRACIONES DE FLUORUROS Y DE ARSÉNICO EN LA PROVINCIA DE LA RIOJA. Esteban Díaz, Mirta Quintero y Personal de la DAPyS **483**

ESTUDIO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN SARANDÍ –PARTIDO DE AVELLANEDA–. Jorge Machalec, Cristina Speltini, Gabriela Coppo **495**

DETERMINACIÓN IN SITU DE ARSÉNICO EN AGUA SUBTERRÁNEA EN LA REGIÓN DE RAFAELA, SANTA FE. Jorge M. Meichtry, Konrad Siegfried, Graciela De Seta, Fernando Reina, M. Cecilia Panigatti, Rosana Boglione, Carina Griffa, Marta I. Litter **503**

ANÁLISIS DE POTABILIDAD DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PLATA Y ALREDEDORES. Rozadilla, G.; Fernández, M.; Rivero Berti, I.; Cano, L.A. **519**

---

#### **SECCIÓN: CALIDAD DE AGUA Y ESTUDIO DE CASOS**

CALIDAD DE AGUA DE CONSUMO EN EL GRAN LA PLATA, BUENOS AIRES, ARGENTINA. UNA NUEVA VISION 2011- 2013. José M. Bazán, Juan C. Alberino, Gastón Batistessa, Nora Arrieta, Pedro Morinigo, Rocío Ocariz, Julieta Espinoza, Ángela Jaimes, Guido Volpe **531**

EVALUACIÓN COMPARATIVA DE EFLUENTES INDUSTRIALES Y URBANOS DEL POLO PETROQUÍMICO Y ÁREA PORTUARIA (BAHÍA BLANCA). Olga Cifuentes, Daniela Escudero, Silvina Medus, Angela Bohn **543**

AVANCES DEL PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL PARA CALIDAD DE AGUA DE RECREACIÓN. Marisol Elorriaga, Cristina Varanese, Georgina A. Romano, Julieta Baldovino **559**

IMPERMEABILIZACIÓN: UN INDICADOR DE FUNCIONAMIENTO HIDROLÓGICO Y SU RELACIÓN CON EL RIESGO DE INUNDACIONES. EL CASO DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO. Cristina Lafflitto, Andrés Porta, Esteban Blanco, Daniela Nieto, Carla Mergel **575**



SIG COMO HERRAMIENTA DE IDENTIFICACION DE METALES EN CUENCAS COLECTORAS URBANAS. Silvina Medus, Daniela Escudero, Olga Cifuentes **589**

ANÁLISIS DE LA EFICIENCIA DE MEMBRANAS PARA ÓSMOSIS INVERSA USADAS EN POTABILIZACIÓN DE AGUAS CON ALTO CONTENIDO DE ARSÉNICO. Lucas Muscia, Federico Flores, Tanashi Sanagi, Luis Lan, Hernán Rafaelli, Nahuel Gauna, Florencia Caserotto, Marcelo Gottardo, Marcelo Olivero, Carlos Scurati, Claudio Dominighini y Zulma Cataldi **605**

---

#### **SECCIÓN: HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE AGUA**

SENSIBILIDAD DE SWAT FRENTE A LA PRECIPITACIÓN COMO VARIABLE DE ENTRADA EN EL MODELADO DE LA CUENCA LA LAGUNILLA – LA CAÑADA, PROVINCIA DE CÓRDOBA. M. Carla Allende García, Eduardo López, Javier Britch **619**

ESTUDIO SOBRE CONSUMO DE AGUA EN EDIFICIOS DE ALTURA . Martínez, María Lidia, Moreno, Lucas y Valle, Ariel **633**

GESTIÓN DE RIESGO POR INUNDACIONES. CASO DE ESPAÑA. Martínez, N. Carolina, Allende García, M. Carla, López, Eduardo G., Britch, Javier **641**

DISPOSICIÓN FINAL PARA LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS. Graciela De Seta, Jorge M. Meichtry, Alberto López, Fernando Reina, Esteban Domingo Luis Lan, Fernando Mugrabi, Juan Pablo Guerra, Aitor Porcel Laburu **651**

---

#### **SECCIÓN: DOCENCIA TRABAJOS FINALES Y DE MAESTRÍA**

VULNERABILIDADES EN LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE DE UNA LOCALIDAD TURISTICA. Mariela Bukosky **663**

TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN Y LA COMUNICACIÓN EN EL SEGUIMIENTO PEDAGÓGICO DE UN TESISISTA. Daniela Escudero, Olga Cifuentes **681**

SISTEMA DE INFORMACIÓN DEL AGUA EN EL SUDOESTE BONAERENSE, UNA HERRAMIENTA ESENCIAL PARA LA GIRH. Frank, Carlos; Sartor, Aloma; Bonzini, Marcio; Bini, Rodrigo **687**

APORTES DE ZINC AL ESTUARIO BAHIENSE. César Pérez, Olga Cifuentes, Daniela Escudero **699**

SOSTENIBILIDAD DE LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE EN SAAVEDRA. Noelia Torres, Olga Cifuentes, Aloma Sartor **717**

---

#### **SECCIÓN: TRATAMIENTO DE EFLUENTES Y REMEDIACIÓN DE AGUAS**

CONTROL ÓPTIMO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN ESTUARIOS. Víctor H. Cortínez, Cecilia I. Stoklas, Patricia N. Dominguez **733**

ESTUDIO DE DIFERENTES SUSTRATOS PARA SER UTILIZADOS EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE TAMBO. M. Celeste Schierano, M. Cecilia Panigatti, M. Alejandra Maine, Corina Aimó, Melina Asforno **747**

REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN EL MARCO DE LA PERSPECTIVA DE LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS. Patricia Schmidt, Aloma Sartor **763**

RELACIÓN ENTRE LA DOSIS Y EL PH ÓPTIMO EN EL PROCESO DE REMOCIÓN DE FÓSFORO CON FECL3 EN MUESTRAS DE AGUA NATURAL Y SINTÉTICA CON CONCENTRACIONES DE FÓSFORO DE ORDEN AMBIENTAL. Santiago Elisio, Daniel sedan, Sergio Patricio Bressa, Darío Andrinolo **781**

---

**TERCERA PARTE: RESÚMENES ENVIADOS AL PROIMCA** **792**

**CUARTA PARTE: RESÚMENES ENVIADOS AL PRODECA** **820**



**PRIMERA PARTE**  
**ARTÍCULOS COMPLETOS**  
**DEL V CONGRESO**  
**PROIMCA**

**2015**



**UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL**

Allende, Puliafito, Panigatti Editores

## INVENTARIO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE ÉTERES BIFENILOS POLIBROMADOS EN MENDOZA PARA EL AÑO 2011

Ruggeri<sup>1,2</sup>, María F.; Allende<sup>1</sup>, David G.; Lana, Belén N. <sup>3,4</sup>, Garro, Karina <sup>1,2</sup>; Altamirano, Jorgelina C. <sup>3,4</sup>; Puliafito, Salvador E. <sup>1,2</sup>.

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Mendoza  
Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, m.florencia.ruggeri@gmail.com, kmgarro@gmail.com,  
epuliafito@frm.utn.edu.ar  
web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa/>

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

3: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo)

4: Laboratorio de Química Ambiental, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias del Ambiente (IANIGLA-CONICET)  
Av. Ruiz Leal S/N, Parque General San Martín, Mendoza 5500  
e-mail: blana@mendoza-conicet.gov.ar, jaltamirano@mendoza-conicet.gov.ar  
web: [www.cricyt.edu.ar/lisamen/](http://www.cricyt.edu.ar/lisamen/)

**Resumen.** *Este artículo presenta un Inventario de emisiones de Éteres Bifenilos Polibromados en un dominio de 90 km x 90 km en la zona del Gran Mendoza, Argentina, para el año 2011. Los cálculos fueron realizados a partir de la estimación de los niveles de actividad de fuentes específicas y los factores de emisión disponibles, utilizando tanto la metodología “top-down” como “bottom-up”. Las emisiones estimadas resultaron de 1.649 kg/año. Si bien las fuentes emisoras son muy variadas, se observan tendencias muy marcadas, especialmente en lo que refiere a la quema abierta de residuos sólidos urbanos. Este hecho realza la necesidad de ejercer mayor control sobre este tipo de actividades. Finalmente, se destaca la necesidad de un esfuerzo mayor en la caracterización y validación de las emisiones, tanto para la obtención de relaciones entre fuentes y receptores, como también para el desarrollo de estrategias de control.*

**Palabras clave:** Éteres Bifenilos Polibromados, Contaminantes Orgánicos Persistentes, Gran Mendoza, Calidad de aire.

### 1. INTRODUCCIÓN

Los Éteres Bifenilos polibromados (PBDEs por sus siglas en inglés) son un conjunto de sustancias orgánicas incluidas dentro de lo que se conoce como “Contaminantes Orgánicos Persistentes”, (“POPs”: Persistent Organic Pollutants), que resultan de gran interés por su incidencia en el ambiente y en los seres vivos. La particular combinación de sus propiedades

físicas y químicas permiten que una vez liberados al ambiente permanezcan intactos por largos periodos de tiempo (persistentes), se distribuyan ampliamente sobre la superficie terrestre (transporte a largas distancias), se acumulen en tejidos adiposos de organismos vivos (bioacumulación) y por lo tanto ingresen a la cadena alimentaria (biomagnificación) de manera de convertirse en sustancia tóxica tanto para los seres humanos como para otros organismos vivos [1].

Dentro de los efectos que estas sustancias pueden producir sobre la salud se destacan: alergias e hipersensibilidad, cáncer, daño al sistema nervioso central y periférico, desórdenes reproductivos y alteraciones del sistema inmune. Los PBDEs también son considerados disruptores endocrinos, los cuales pueden alterar el sistema hormonal y producir daños en el desarrollo neurológico [1].

El uso explícito de estas sustancias en plásticos, como así también la generación no intencional de los mismos a través de quema de residuos o combustión de ciertos compuestos [2], [3], ha favorecido durante décadas su liberación al ambiente, lo cual ha permitido detectar su presencia en zonas remotas muy lejanas a su fuente de generación [4]. En tal sentido, el conocimiento de las fuentes de emisión de los PBDEs en el medio ambiente es un factor esencial para establecer las relaciones cuantitativas fuente-receptor, y si se desea reducir las cargas ambientales de manera rentable [5].

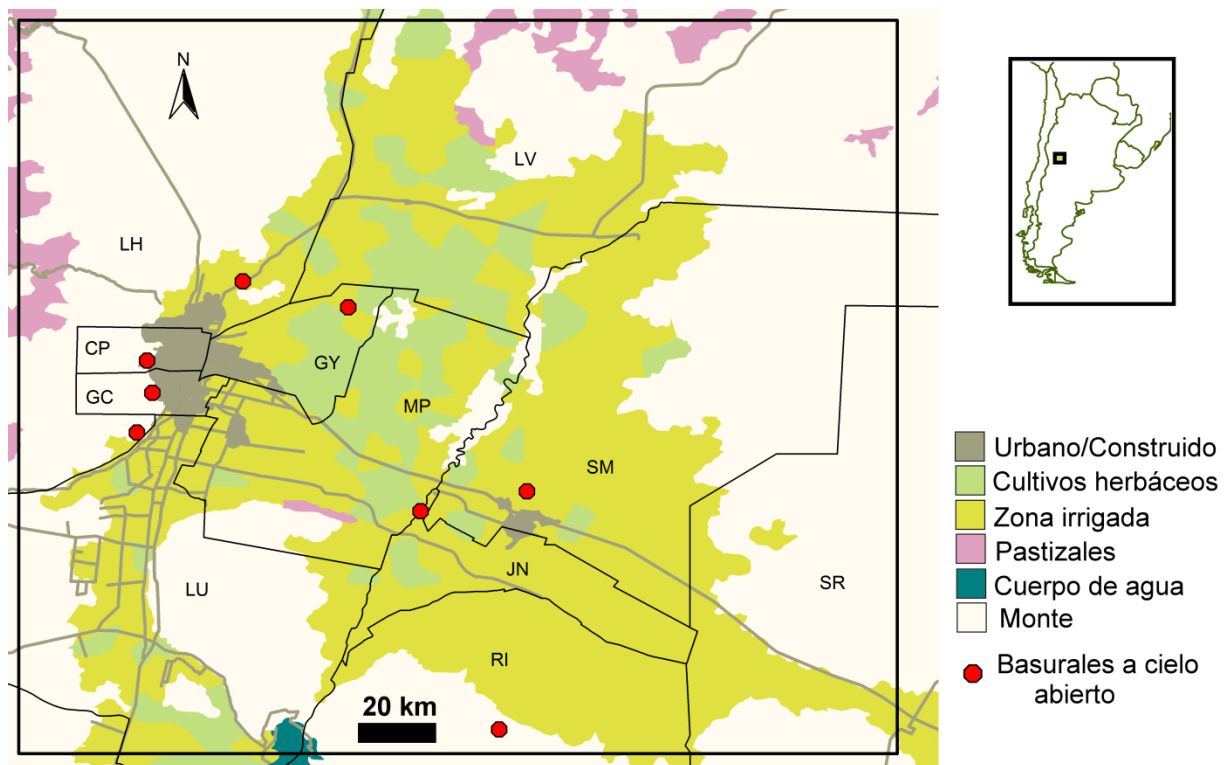
El objetivo de este estudio es realizar un inventario de emisiones detallado de PBDEs para el área del Gran Mendoza con el fin de evaluar su impacto en la calidad del aire regional. Los datos calculados se organizaron bajo un entorno SIG (Sistema de Información Geográfica) en un dominio espacial de 90x90 km<sup>2</sup> centrado en el Oasis Norte de la Provincia. Este artículo estima las fuentes de emisiones, tanto intencionales como no intencionales, agrupando las emisiones en celdas de 1 km × 1 km.

## 2. ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Mendoza se localiza en el centro-oeste de la República Argentina, en la diagonal árida sudamericana, entre los 32° y 37° 35' de latitud sur y los 66° 30' y 70° 35' de longitud oeste. En los cordones montañosos del oeste se originan los ríos de la provincia, a partir de la fusión de las nieves y los glaciares, que luego transitan por el llano. El Oasis Norte, donde se centra este estudio, es el más extenso de la Provincia y uno de los más importantes del país. Posee una especialización agrícola, donde prevalece el cultivo de vid, combinado con la horticultura y frutales, especialmente hacia el este. El área urbana del Gran Mendoza ocupa 16.700 km<sup>2</sup> sobre el Oasis Norte, extendiéndose de forma casi regular hacia el Noreste, Este y Sur, mientras que las estribaciones de la Cordillera, impiden el crecimiento en las direcciones Norte y Oeste. Se trata de la cuarta aglomeración del país con 1.230.000 habitantes, siendo la más importante fuera de la Pampa Húmeda. El centro urbano se ubica en una zona árida a semiárida, de precipitaciones bajas (120-400 mm anuales), principalmente en meses de verano. La cercanía a la Cordillera de Los Andes tiene una fuerte influencia en la meteorología y en la calidad de aire locales, debido a la circulación típica valle-montaña de variación diaria. La velocidad del viento media anual es alrededor de 2,6 m/s con un 26% de calmas. Las direcciones predominantes son S, S-SW, E-SE y E. El área presenta baja

humedad relativa (50%), baja incidencia de niebla y pocos días cubiertos (65-75 días /año) [6].

Para la realización del inventario se definió un dominio espacial de 90x90 km<sup>2</sup> centrado en el Oasis Norte, que cubre la totalidad de los departamentos de Capital (CP), Godoy Cruz (GC), Guaymallén (GY), Maipú (MP), Junín (JN), San Martín (SM) y Rivadavia (RI), parte de Luján de Cuyo (LU), Lavalle (LV), Las Heras (LH) y Santa Rosa (SR) (Figura 1).



**Figura 1.** Área de estudio con categorización de uso de suelo y ubicación de basurales a cielo abierto

### 3. MÉTODOS

Con el objeto de garantizar la precisión de las estimaciones realizadas, el inventario fue realizado a partir de dos metodologías principales, de acuerdo con la disponibilidad de datos. La metodología “bottom-up” se utilizó en fuentes puntuales, como lo son las fuentes industriales y la disposición y tratamiento de residuos, para cuyo caso se contaba con los datos de los niveles de actividad o eran susceptibles de ser estimados con la información disponible. En cambio, la metodología “top-down” se utilizó para fuentes de área, en este caso el uso de equipamiento eléctrico y vehículos con retardantes de llama bromados (BFR), para las cuales los datos disponibles se encuentran a escala regional y con un menor nivel de desagregación. Si bien actualmente, no se cuenta con otros inventarios de estas sustancias en Argentina, hay numerosos antecedentes en otros países que sirven como referencias del presente trabajo [2], [7], [8] en los que se han utilizado ambos enfoques.

En este artículo se estimaron únicamente emisiones primarias de PBDEs, sin diferenciar congéneres.

En todos los casos el cálculo final de las emisiones (E) se llevó a cabo utilizando la aproximación empleada por todas las agencias ambientales, en la que para una fuente conocida se emplea un factor de emisión (F: emisión potencial de una sustancia dada por unidad de referencia de un producto o compuesto) y un nivel de actividad diaria o anual (A: valores de consumo o producción) según la ecuación [9]:

$$E = F \times A \quad (1)$$

Los factores de emisión han sido extraídos de diversas fuentes, como publicaciones, reportes de agencia ambientales y del sector privado relacionado con actividades industriales. Se descartaron factores de fuentes poco confiables como comunicaciones personales o factores derivados de la consulta a expertos. La estimación del nivel de actividad de cada sector se detalla en las secciones subsiguientes.

### 3.1 Fuentes Analizadas

#### 3.1.1 Quema abierta de residuos sólidos urbanos

El informe GIRSU elaborado por el Observatorio Nacional para la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (<http://www.ambiente.gob.ar/observatoriorsu/index.html>) presenta datos de composición física de los residuos sólidos urbanos (RSU) (Tabla 1), como así también la generación de los mismos por municipio de la Provincia y la distribución en los distintos vertederos oficiales.

La generación promedio es de 1.18 kg RSU/habitante/día. Se tuvo en cuenta que no es el total de los residuos generados lo que llega a los vertederos oficiales de los cuales se tiene información. Según el IPCC [9], para América del Sur, sólo un 54% llega a sitios controlados, mientras que el resto se destina a vertederos clandestinos no controlados, de los cuales no se tiene ninguna información, por lo que no han sido tenidos en cuenta en este análisis. De los residuos que llegan a estos sitios, hay una porción compuesta por papel; cartón; vidrio y metales, que es separada por trabajadores informales para su reúso. De lo que resta, una parte es quemada de forma accidental, o a veces intencionalmente con el objeto de reducir volumen y evitar fuentes de infección, en un porcentaje del 60% [9]. La quema se realiza de forma abierta, sin el uso de equipos adecuados ni control alguno sobre las emisiones.

Según la bibliografía consultada [2], esta quema emite PBDEs debido al contenido de retardantes de llama de algunos materiales. Es por esto que del total de los RSU generados se consideraron solamente aquellos que contienen este aditivo, a saber algunos plásticos y material electrónico. Según un estudio [10], el 31.35% de los plásticos desechados, por su tipo y usos, contienen PBDEs. Para la estimación de las emisiones se utilizó el método propuesto por Sakai [7] en el cual se calculan las emisiones de todos los congéneres de PBDE's en función del DecaBDE (Tabla 2).

TIPO DE DESECHO	PORCENTAJE [%]	RSU generados [Tn/día]	RSU quemados en vertederos controlados [Tn/día]
Desechos alimenticios	43.23	600.59	194.59
Papeles y cartones	14.53	201.86	0
Plásticos	10.50	145.87	47.26
Residuos de poda y jardín	7.69	106.84	34.61
Vidrio	5.50	76.41	0
Pañales	4.33	60.16	19.49
Materiales textiles	3.95	54.88	17.78
Misceláneos menores a 25,4 mm	3.17	44.04	14.27
Material de construcción y demolición	1.81	25.15	8.15
Madera	1.60	22.23	7.20
Metales	1.18	16.39	0
Goma, cuero, corcho	1.01	14.03	4.55
Residuos peligrosos	0.40	5.56	1.80
Residuos patógenos	0.24	3.33	1.08
Medicamentos	0.18	2.50	0.81
Aerosoles	0.31	4.31	1.40
Material electrónico	0.21	2.92	0.95
Pilas	0.02	0.28	0.09
Otros	0.14	1.94	0.63
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>	<b>1389</b>	<b>354.7</b>

**Tabla 1.** Composición de los RSU y porcentaje de quema de los mismos.

RSU quemados en vertederos controlados [Tn/día]	RSU que contienen PBDE's [Tn/día]	Contenido de DecaBDE [kg/kgRSUquemado]	Factor de emisión [kgPBDEs/kgDecaBDE]	Emisión de PBDE's [kg/año]	Referencia factor de emisión
354.7	15.94	3.0E-06	9.1E-02	1.59	[7]

**Tabla 2.** Resumen de emisión de PBDEs por quema abierta de RSU.

### 3.1.2 Central térmica

Mendoza cuenta con una sola central térmica ubicada en el Parque Petroquímico de Luján de Cuyo, la cual es un conjunto de cinco plantas con un total de 540 MW de potencia instalada que produce 150 tn/h de vapor, para generar aproximadamente 3 millones de MWh de acuerdo a CAMMESA (Compañía Administradora del Mercado Mayorista Eléctrico Sociedad Anónima). Producto del uso de fuel oil como combustible (además de gas natural) se emiten PBDEs (Tabla 3).

Fuel Oil combustionado [Tn/año]	Factor de emisión PBDEs [kgPBDE/Tn Fuel Oil combustionado]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
45 424	3.48E-07	0.016	[11]

**Tabla 3.** Resumen de emisiones de PBDEs por combustión de fuel oil en Central Térmica.

### 3.1.3 Producción de Polipropileno

Mezclas comerciales de PBDEs son introducidas en el área de estudio para la producción de homopolímeros y copolímeros de polipropileno (120 000 tn/año) en una Planta ubicada en el Parque Petroquímico de Luján de Cuyo. Se agregan como aditivos a la mezcla polimérica por su función como retardante de llama. La estimación de emisiones directas a la atmósfera en el sector de producción se realizó calculando previamente el stock de aditivos (1g aditivo/kg polímero, de acuerdo a informaciones del productor). Por falta de información se supuso el peor caso, que sería que todo el aditivo es PBDE. Se utilizó un factor de emisión genérico que supone una liberación a la atmósfera proporcional a dicho stock (**Tabla 4**)

Polipropileno producido [Tn/año]	PBDEs utilizados en polipropileno [kg/Tn]	Factor de emisión PBDEs [kgPBDE/ kgPBDE usados]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
120 000	1	1.4E-07	0.017	[2]

**Tabla 4.** Resumen de emisiones de PBDEs por Producción de Polipropileno.

### 3.1.4 Plantas de tratamiento de efluentes cloacales

Varios estudios indican que PBDEs pueden ser liberados a la atmósfera a partir de plantas de agua residuales municipales [12]. En el dominio considerado existen 7 establecimientos depuradores, con diferentes volúmenes de efluentes tratados, según la información brindada por el Ente Regulador Local, donde se tratan en total 234 000 m<sup>3</sup>/día. Para la estimación de emisiones necesario determinar el grado de contaminación del efluente con PBDEs, para lo que se tomó como guía una concentración de 29 023 pgPBDEs/l efluente [13]. La emisión final al ambiente es proporcional a la cantidad de PBDEs contenidos en el mismo y depende del tipo de tratamiento [12], por lo que se usaron factores de emisión para plantas similares a las ubicadas en la región (**Tabla 5**).

Volumen tratado de efluentes[m <sup>3</sup> /día]	Concentración de PBDEs [kg PBDEs/l efluente]	Factor de emisión PBDEs [kgPBDE/ kgPBDE contenido]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
234 000	2.903E-11	1.0E-04	2.48E-04	[12]

**Tabla 5.** Resumen de emisiones de PBDEs por Tratamiento de efluentes cloacales.



### 3.1.5 Reciclado de Plásticos

La Provincia de Mendoza cuenta con una Planta privada que recicla plásticos provenientes de RSU. La misma se encuentra ubicada en el Departamento de Maipú. Se reciclan 4 Tn/día de polipropileno, donde no se incluyen residuos electrónicos. La cantidad de PBDE's que contienen estos plásticos es de 50g/kg [14].

Por otra parte, el Departamento de Maipú es el único de la Provincia que cuenta con una Planta Municipal de separado y reciclado de residuos sólidos urbanos. En ésta se separan y reciclan 12.600 kg/día de plásticos. La metodología utilizada para el cálculo de las emisiones fue similar a la de reciclado industrial de plásticos.

En cuanto a los Residuos electrónicos, hay una planta en Guaymallén que trata 2 Tn/mes de este tipo de desechos. Se calculó la cantidad de PBDE, considerando que sólo el 5% de los residuos electrónicos contienen Retardante de llama bromados (BFR) como aditivo en una concentración promedio de 115g/kg [14], lo que significan 0.003 Tn/día de plásticos con BFR tratados en este sitio (**Tabla 6**)

Planta	Plásticos reciclados [Tn/día]	Concentración de PBDEs [kg PBDEs/kg Plástico]	Factor de emisión PBDEs [kgPBDE/kgPBDE contenido]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
Industrial Privada	4	0.05	4.0E-08	2.92E-03	[2]
Municipal	12.6	0.05	4.0E-08	9.20E-3	[2]
Residuos electrónicos	0.003	0.115	3.0E-08	1.0E-10	[2]
TOTAL				0.012	

**Tabla 6.** Resumen de emisiones de PBDEs por Reciclado de Plásticos

### 3.1.6 Uso de Productos que contienen PBDEs

Como se mencionó anteriormente, el principal uso de los PBDEs es como retardante de llama en materiales plásticos. Este producto es aplicado principalmente a objetos de larga vida útil que pueden estar en contacto con elementos eléctricos o fuentes de calor. Dentro de este tipo de bienes podemos destacar dos grupos: los interiores de vehículos y los equipos eléctricos.

#### 3.1.6.1 Vehículos

Para la estimación del stock de PBDEs en en automóviles se utilizaron estadísticas de la cantidad de vehículos en Argentina desagregada por tipo, según datos de la Dirección Nacional del Registro de la Propiedad Automotor. Para la determinación de las emisiones se utilizó como referencia el método sugerido por UNEP [15]. En éste, se considera que los autos fabricados o importados a partir de 2005 no contienen PBDEs, ya que los BFR se dejaron de usar desde entonces en vehículos. Aproximadamente el 63% del parque automotor del año 2011 es anterior a 2005 [16]. Para el cálculo de las emisiones se estimó previamente la cantidad del congéner PentaBDE usado por tipo de vehículo, que luego fue afectado por un

factor de uso según la localización geográfica (0.05 para América Latina). El total de PBDEs contenidos en interiores de automóviles se estimó con la proporción PentaBDE/PBDE (58%) (Tabla 7)

Tipo de vehículo	Cantidad total de vehículos en 2011	Cantidad de vehículos anteriores a 2005 en 2011	Concentración de PentaBDE [kg/vehículo]	Cantidad de PBDEs [kg]	Factor de emisión [kgPBDEs/kgPBDEs.año]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
Pasajero Liviano	676 278	427 408	0.16	5895.3	9.0E-07	5.31E-03	[2]
Carga Liviano	66 152	41 808	0.16	576.7		5.19E-04	
Carga Pesado	24 038	15 192	0.16	209.5		1.89E-04	
Buses	915	578	1	49.9		4.49E-05	
TOTAL						6.06E-03	

Tabla 7. Resumen de emisiones de PBDEs por plásticos en vehículos

### 3.1.6.2 Equipamiento eléctrico

La cantidad de PBDEs en equipamiento eléctrico en uso se estimó con datos desagregados de electrodomésticos presentes en el Gran Mendoza (TV, heladeras, teléfonos celulares, computadoras, teléfonos fijos) utilizando las estadísticas del Censo Nacional 2010 (INDEC). Al igual que en el caso de los vehículos, se utilizó el método propuesto por UNEP [15]. Para determinar la cantidad de plásticos, se consideró un porcentaje en peso, según el equipo y la cantidad presente del congéner OctaBDE para estimar el total de PBDEs, según el tipo de artefacto. Se asumió que el OctaBDE es el 35% de los PBDEs, a partir de lo cual se calculó el total. El factor de emisión utilizado es obtenido también de [2] (Tabla 8)

Tipo de equipamiento	Cantidad total de equipos	Masa de plástico [kg/equipo]	Concentración de OctaBDE [kg/kg plástico]	Cantidad de PBDEs [kg]	Factor de emisión [kgPBDEs/kgPBDEs.año]	Emisión de PBDEs [kg/año]	Referencia factor de emisión
TV	741 002	1.2	8.7E-04	2210.3	9.0E-07	1.99E-03	[2]
Heladera	365 496	30.6	1.5E-04	4793.2		4.31E-03	
Teléfonos móviles	1 682 338	0.029	1.5E-04	20.76		1.87E-05	
Teléfonos fijos	206 220	0.1	1.5E-04	8.84		7.95E-06	
Computadoras	125 509	1.2	2.54E-03	1093.0		9.84E-04	
TOTAL						7.31E-03	

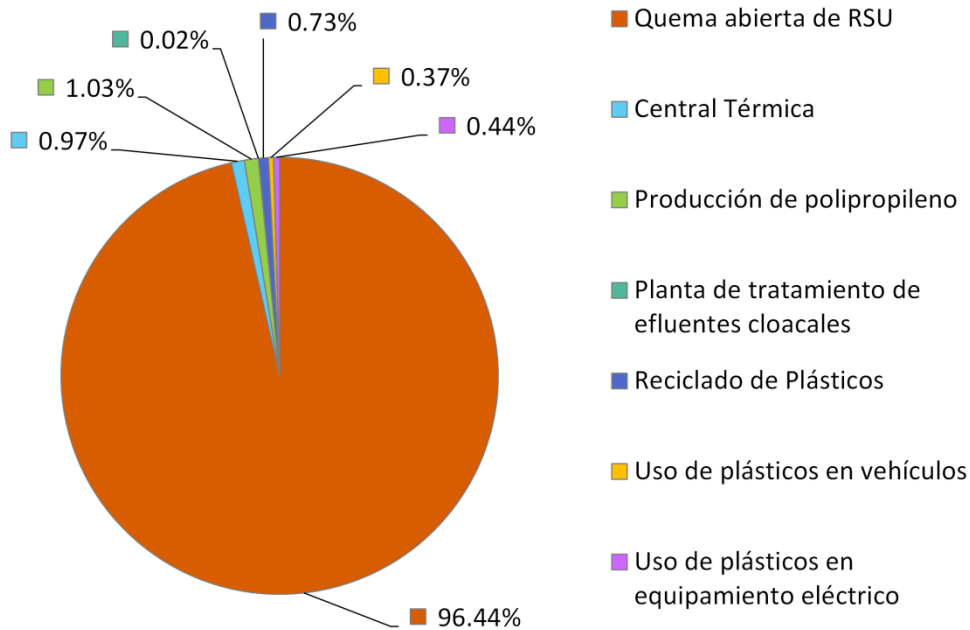
Tabla 8. Resumen de emisiones de PBDEs por plásticos en equipamiento eléctrico

#### 4. RESULTADOS

Los resultados del inventario de PBDEs y detalles de la contribución para cada fuente se pueden ver en la **Tabla 9** y la **Figura 2**. La desagregación espacial de las emisiones estimadas se puede ver en la **Figura 3**.

Fuente	Emisión [kg/año]
Quema abierta de RSU	1.59
Central Térmica	0.016
Producción de polipropileno	0.017
Planta de tratamiento de efluentes cloacales	2.48E-04
Reciclado de Plásticos	0.012
Uso de plásticos en vehículos	6.06E-03
Uso de plásticos en equipamiento eléctrico	7.31E-03
<b>TOTAL</b>	<b>1.648</b>

**Tabla 9.** Emisiones a la atmósfera de PBDEs para el año 2011 en el Gran Mendoza.



**Figura 2.** Contribución por fuentes a las emisiones de PBDEs.

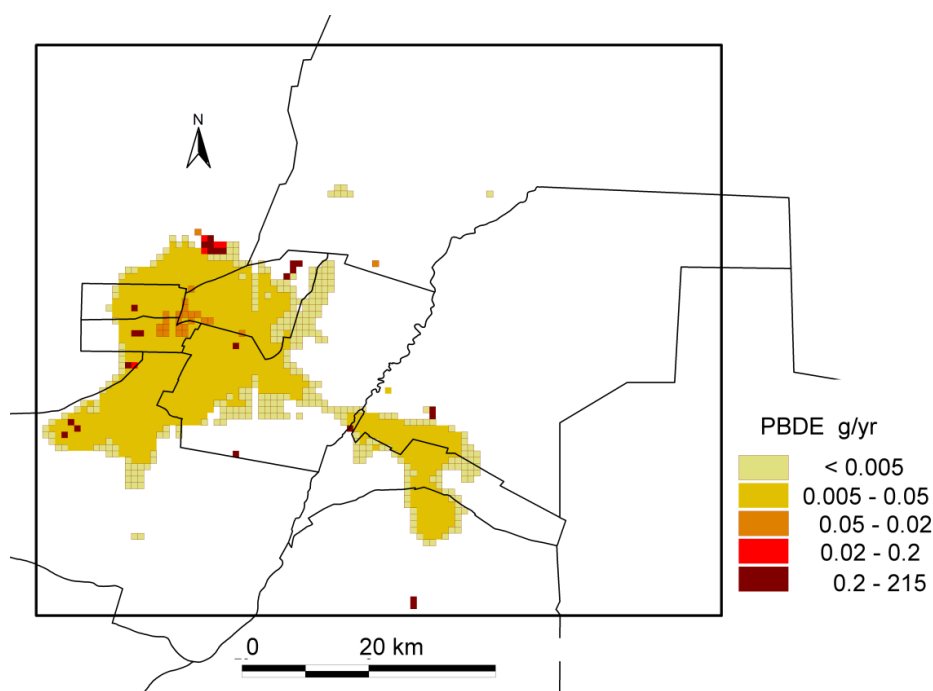


Figura 3. Georreferenciación de las emisiones de PBDEs

## 5. CONCLUSIONES

Este trabajo presenta la primera estimación de emisiones de PBDEs realizadas en Argentina. Las emisiones calculadas para el año 2011 en el área del Gran Mendoza resultaron de 1.648 kg. Los datos obtenidos son una base para la gestión de estas sustancias de acuerdo con el Convenio de Estocolmo, así como para el relevamiento de los sitios contaminados y la evaluación de riesgos para la salud.

A partir de los resultados expuestos anteriormente, se observa que la contribución por sectores al total liberado a la atmósfera presenta particularidades que es necesario destacar:

- La quema abierta de RSU en las zonas urbanas y su periferia resulta ser la fuente dominante. Esto plantea un debate respecto a estas prácticas, ampliamente difundidas en la región, pero que no cuentan con ningún tipo de regulación local.
- Las emisiones estimadas están de acuerdo con los datos de uso de suelo, donde pueden observarse los gradientes entre las áreas rurales y urbanas, relacionados con los usos y fuentes emisoras de estos compuestos. Las emisiones se encuentran estrechamente relacionadas a las zonas urbanas y sus alrededores, debido mayormente a la quema de RSU, aunque también se observa la influencia de las fuentes relacionadas al uso de productos con BFR, directamente ligado al grado de urbanización.

A futuro, se espera validar las emisiones calculadas en este inventario, para lo cual se

encuentra actualmente en proceso un trabajo de modelación de dispersión de dichas emisiones, para ser posteriormente comparadas con mediciones realizadas en el área de interés.

## 6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a ESA GlobCover 2009 (© ESA 2010 & UC Louvain) por proveer los datos para confeccionar el mapa de uso de suelo.

Este trabajo ha sido financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) a través del proyecto PIP CONICET # 112 20110100673; conjuntamente con la Universidad Tecnológica Nacional (UTN) mediante el proyecto # PID UTN IFI1487 Cod. 25/JC01.

## 7. REFERENCIAS

- [1] K. C. Jones and P. de Voogt, "Persistent organic pollutants (POPs): state of the science," *Environ. Pollut.*, vol. 100, no. 1–3, pp. 209–221, (1999).
- [2] S. Sakai, Y. Hirai, H. Aizawa, S. Ota, and Y. Muroishi, "Emission inventory of decabrominated diphenyl ether (DBDE) in Japan," *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, vol. 8, no. 1, pp. 56–62, Mar. (2006).
- [3] M. Alae, P. Arias, A. Sjödin, and A. Bergman, "An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release.," *Environ. Int.*, vol. 29, no. 6, pp. 683–9, Sep. (2003).
- [4] L. Guzzella, G. Poma, A. De Paolis, C. Roscioli, and G. Viviano, "Organic persistent toxic substances in soils, waters and sediments along an altitudinal gradient at Mt. Sagarmatha, Himalayas, Nepal.," *Environ. Pollut.*, vol. 159, no. 10, pp. 2552–64, Oct. (2011).
- [5] K. Breivik, R. Alcock, Y.-F. Li, R. E. Bailey, H. Fiedler, and J. M. Pacyna, "Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories," *Environ. Pollut.*, vol. 128, no. 1–2, pp. 3–16, (2004).
- [6] S. E. Puliafito, F. R. Bochaca, D. G. Allende, and R. P. Fernandez, "Green Areas and Microscale Thermal Comfort in Arid Environments: A Case Study in Mendoza, Argentina," *Atmos. Clim. Sci.*, vol. 3, no. 3, pp. 372–384, (2013).
- [7] S. Sakai, Y. Hirai, T. Ninomiya, H. Aizawa, T. Nakano, and Y. Muroishi, "Brominated Compounds - Sources and environmental levels Emissions Inventory Of Polybrominated Diphenyl Ethers ( PBDEs ) on A Homologue Basis Organohalogen

- Compounds Vol 68 ( 2006 ) Brominated Compounds - Sources and environmental levels Organohalogen Comp,” vol. 68, pp. 1828–1831, (2006).
- [8] C. Bogdal, Z. Wang, A. M. Buser, M. Scheringer, A. C. Gerecke, P. Schmid, C. E. Müller, M. MacLeod, and K. Hungerbühler, “Emissions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zurich, Switzerland, determined by a combination of measurements and modeling,” *Chemosphere*, vol. 116, pp. 15–23, (2014).
- [9] IPCC, “2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories,” Hayama, Kanagawa JAPAN, 2006.
- [10] C. de A. T. Pontificia Universidad de Valparaiso, “Informe Final: Estudio de caracterización de Residuos Sólidos Domiciliarios en la Región Metropolitana,” (2005).
- [11] L.-C. Wang, W.-J. Lee, W.-S. Lee, and G.-P. Chang-Chien, “Emission estimation and congener-specific characterization of polybrominated diphenyl ethers from various stationary and mobile sources.,” *Environ. Pollut.*, vol. 158, no. 10, pp. 3108–15, Oct. (2010).
- [12] T. Martellini, K. C. Jones, A. Sweetman, M. Giannoni, F. Pieri, and A. Cincinelli, “The contribution of waste water treatment plants to PBDEs in ambient air.,” *Environ. Pollut.*, vol. 169, pp. 242–7, Oct. (2012).
- [13] K. D. North, “Tracking polybrominated diphenyl ether releases in a wastewater treatment plant effluent, Palo Alto, California,” *Environ. Sci. Technol.*, no. 650, pp. 1–16, (2004).
- [14] Swiss Agency for the Environment; Forests and Landscape., “Selected Polybrominated flame Retardants. PBDEs and TBBPA,” Berne, (2003).
- [15] UNEP (United Nations Environment Programme), “Orientaciones para el inventario de éteres de bifenilos polibromados ( PBDE ) enunciados en el Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes,” (2012).
- [16] S. E. Puliafito, “Mitigation of road transport carbon emissions in Argentina Fernando Castro and David Allende Paula Castesana,” vol. 56, (2014).

## EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESCENARIOS DE EMISIONES DE CARBONO A PARTIR DE UN MODELO BASADO EN AGENTES

Castesana, P.<sup>1,3\*</sup>; Puliafito, S. E.<sup>2,3\*</sup>

1: Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA)  
Universidad Nacional de San Martín  
25 de Mayo y Francia, Edificio 3iA, San Martín, Buenos Aires, Argentina  
e-mail: [pacastesana@gmail.com](mailto:pacastesana@gmail.com)

2: CONICET/Facultad Regional Mendoza (UTN-FRM)  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, 5500 Mendoza, Argentina  
e-mail: [enrique\\_puliafito@yahoo.com.ar](mailto:enrique_puliafito@yahoo.com.ar)

3: Facultad Regional Buenos Aires (UTN-FRBA)  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano 951, C.A.B.A., Argentina

**Resumen.** *El aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera debido a emisiones provenientes del consumo de energía de fuentes fósiles, está incrementando el efecto invernadero adicional. El análisis de la dinámica poblacional y del crecimiento económico son temas relevantes en el debate sobre el cambio climático, dado que influyen directamente sobre el consumo de bienes, energía primaria, y por consiguiente sobre las emisiones de carbono, modificando la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. En este trabajo se presenta una evaluación de los niveles de carbono en la atmósfera obtenidos a partir de proyecciones futuras de diferentes escenarios, y su significancia estadística. Los escenarios analizados fueron diseñados a partir de la modificación de diversos parámetros contemplados en el modelo AMCE (Agent-based Model of Carbon Emissions). Dicho modelo simula la evolución de variables económicas, demográficas y tecnológicas, utilizando como herramienta el Modelado Basado en Agentes (MBA), característica que dota al modelo de una gran permeabilidad para la simulación de un amplio abanico de escenarios futuros, generados a partir de la modificación del comportamiento y las preferencias de los agentes. A su vez, fue posible realizar un potencial paralelismo entre dichos escenarios y diversas situaciones de una sociedad real.*

**Palabras clave:** Escenarios de Emisiones, Modelado Basado en Agentes, Emisiones de Carbono, Crecimiento Económico, Dinámica Poblacional

## 1. INTRODUCCIÓN

A escala global, los niveles crecientes de consumo de energía proveniente de fuentes fósiles, y sus consecuentes emisiones de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) hacia la atmósfera, están incrementando el efecto invernadero adicional, trayendo consecuencias observables sobre el sistema climático [1]. El análisis de la dinámica poblacional y del crecimiento económico, son temas relevantes en el debate sobre el cambio climático, dado que influyen directamente sobre el consumo de bienes, energía primaria, y por consiguiente, sobre las emisiones de carbono.

Desde finales del siglo XIX, el mundo ha experimentado importantes cambios demográficos. A pesar de que las mejoras sociales y el cuidado de la salud han resultado en un notable incremento de la longevidad, en general se observa una reducción de las tasas de fertilidad, relacionada con hechos como la participación femenina en el trabajo, la elección de la fertilidad, y el tiempo dedicado a capacitación individual [2], [3]. Estas tendencias son más pronunciadas en los países más desarrollados, los cuales muestran marcadas transiciones demográficas a pesar de que el aumento de la longevidad y los movimientos migratorios ocultan en parte el proceso de envejecimiento. A fin de explicar la compleja relación entre población y crecimiento económico, más recientemente se ha incluido el capital humano como elemento clave del crecimiento, el cual está relacionado con el grado de formación y de productividad de los individuos que participan de la producción. La educación, el conocimiento y las habilidades influyen positivamente en el crecimiento.

El debate sobre el cambio climático ha creado la necesidad de desarrollar modelos matemáticos que integren el sistema antrópico con el sistema climático, con el fin de determinar los factores socio-culturales que provocan dicho fenómeno, y enfocar los esfuerzos sobre medidas concretas de mitigación. Así, la comunidad científica viene trabajando en el tema desde hace décadas, y en la actualidad es posible encontrar decenas de modelos integrados *hombre-clima*. Si bien dichos modelos son variados, es posible encontrar determinadas características comunes, destacando principalmente el enfoque de tipo *top-down*, y la omisión de mecanismos de retroalimentación entre variables y sistemas. La perspectiva de tipo *top-down* empleada en los modelos integrados, pretende explicar la problemática actual del cambio climático a partir de los fenómenos observados, y no a partir de las causas que lo originan. Este hecho lleva a una subestimación de la capacidad de los modelos para reflejar los efectos de, por ejemplo, una decisión política, una crisis, etc. Si bien estos modelos diagnostican adecuadamente los promedios anuales de parámetros globales, no son eficaces al actuar sobre el comportamiento o las decisiones individuales. Sin embargo, el objetivo de la elaboración de modelos es la profunda comprensión del sistema en estudio y de los procesos que lo conforman, de manera de predecir el comportamiento del mismo bajo condiciones diversas. Entonces, ¿hasta qué punto una abstracción del sistema que omita las relaciones existentes entre los agentes que lo componen, es capaz de satisfacer las expectativas de un modelo matemático?

De todo esto es que surge la necesidad de nuevos enfoques para profundizar el tratamiento del tema en cuestión. En este sentido, Castesana y Puliafito [4] han desarrollado un modelo matemático conceptual capaz de relacionar las principales variables demográficas, económicas, tecnológicas y biosféricas que influyen en el cambio climático global. El mismo es capaz de reflejar en forma adecuada la evolución temporal de los parámetros involucrados



en la estimación de las emisiones de origen antrópico, y sus niveles de acumulación en la atmósfera, obteniéndose resultados que están en buen acuerdo con los datos históricos correspondientes y las proyecciones para el período 1950-2100. Dicho modelo, que recientemente ha sido denominado AMCE (Agent-based Model of Carbon Emissions), trata al tema de las emisiones de origen antrópico a partir de un nuevo enfoque: una perspectiva de tipo *bottom-up*, utilizando el paradigma de simulación Modelado Basado en Agentes (MBA). El MBA es un paradigma a partir del cual un sistema se modela como un conjunto de entidades llamadas agentes, que son capaces de tomar decisiones en forma autónoma. Lo que lo distingue de otras técnicas de modelado es la forma en que se construye la primera abstracción del sistema real [5], [6]. Con el MBA, cada agente actúa y toma decisiones sobre la base de un conjunto de reglas impuestas por el modelador, pudiendo ejecutar varias acciones de forma autónoma, interactuando a su vez con otros agentes y con su entorno. Asimismo, los agentes pueden evolucionar y adaptarse, lo que resulta muchas veces en el surgimiento de patrones emergentes como consecuencia de la interacción de componentes individuales [7], [8]. Este nuevo enfoque a su vez tiene la ventaja de generar escenarios que se ven influidos por las preferencias heterogéneas de comportamiento de los agentes [9]. A partir de ello, los autores lograron representar a las variables involucradas en la estimación de las emisiones, ya no a partir de sistemas de ecuaciones diseñados en forma rígida, sino a partir del comportamiento e interacción de individuos económicamente activos, pertenecientes a una sociedad potencial, representando la evolución del crecimiento poblacional y económico, el consumo de energía, las emisiones de carbono y su acumulación y distribución en la biósfera, a partir de un modelo de crecimiento endógeno que incorpora el rol del capital humano. En el presente trabajo se propone utilizar el modelo AMCE con el fin de evaluar diferentes escenarios de emisiones, distinguiendo los factores que interfieren más fuertemente sobre dichas emisiones, analizando la eficacia de posibles acciones de mitigación, y realizando un potencial paralelismo entre dichos escenarios y diversas situaciones de una sociedad real.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Breve descripción del Modelo AMCE

Los escenarios analizados en este trabajo son obtenidos a partir de la modificación de diversos parámetros contemplados en el modelo AMCE. Si bien existen trabajos que describen en forma extensa del modelo y el análisis de las variables que éste contempla [4], [10], [11], se realiza una breve descripción del mismo, a modo introductorio en el tema. Asimismo, se invita al lector interesado a completar la lectura a través de los trabajos citados.

El modelo AMCE simula la evolución de diversas variables demográficas, económicas, tecnológicas y ambientales, para el período 1950-2100, utilizando el lenguaje de programación LOGO, a través de la plataforma Netlogo [12]. La variable de tiempo es de tipo discreta, asignando a la unidad de incremento de tiempo el valor de 1 año (*time step* = 1 año). El modelo está compuesto por 2 módulos: Módulo de individuos y su entorno (módulo principal), y Módulo del balance del ciclo de carbono.

### 2.1.1. Módulo de individuos (módulo principal)

A partir de cada inicialización del modelo, en este módulo se crea un número inicial de agentes denominados “individuos”. Todos los individuos son económicamente activos e independientes, y poseen su propio capital físico, capital humano, tendencia al consumo y a la inversión en ambos tipos de capital. Los mismos tienen la capacidad de elegir sus propias opciones de reproducción y de desarrollo económico, en función de las costumbres familiares y de su formación personal. Como consecuencia de su crecimiento y desarrollo, los individuos consumen energía y generan emisiones. Como una sociedad, las acciones individuales se combinan en un total (a partir de la suma de las mismas) para obtener el consumo de energía y las emisiones resultantes de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, las cuales son alimentadas posteriormente al módulo correspondiente al balance del ciclo de carbono.

#### **Características principales de los agentes “individuos”:**

**Familia:** Los agentes simulan ser individuos pertenecientes a diferentes familias, dentro de cada una existe la transferencia intergeneracional de capital (herencia).

**Edad:** Se diferencian en 4 grupos según su edad cronológica: Niños (de 0 a 14 años), Jóvenes (de 15 a 49 años), Adultos (de 50 a 69 años) y Ancianos (a partir de 70 años).

**Expectativa de vida:** Edad a la cual cada individuo dejará de existir.

**Tendencia a la reproducción:** Tienen la capacidad de reproducirse creando nuevos individuos pertenecientes a su propia familia (no se incorpora diferenciación por sexo de los agentes). Los individuos en edad reproductiva son los pertenecientes al grupo de los jóvenes.

**Tendencia al consumo y a la inversión:** El comportamiento respecto a las variables económicas es individual.

**Opción de desarrollo:** Existen 4 posibles “camino” para la evolución de los agentes, denominados *opciones de desarrollo*. Esta variable está directamente relacionada con la *predisposición a la inversión en capital humano*<sup>i</sup> de los individuos, y es uno de los factores que más influye sobre el comportamiento de los individuos del modelo frente a distintas situaciones. Las opciones han sido denominadas con números, y ordenadas en el sentido creciente de la tendencia a la inversión en capital humano (#1, #2, #3, #4).

**Conciencia ambiental:** Más allá de la energía implicada en la actividad generadora de la producción económica, se dotó a los individuos de una componente “personal” que puede modificar el consumo energético de cada uno. Dicha característica, denominada *conciencia ambiental*, es un parámetro que puede tomar alguno de los siguientes 3 valores:

- *Conciencia ambiental indiferente:* relacionada con individuos que utilizan prácticas y/o tecnologías de alto consumo energético, o con actitudes individuales indiferentes hacia el medio ambiente.
- *Conciencia ambiental media:* relacionada con individuos que utilizan prácticas y/o tecnologías de un nivel medio de consumo energético.

---

<sup>i</sup> Las opciones propuestas están basadas en el análisis desarrollado Castesana y Puliafito [12], en el cual estudian el comportamiento y las preferencias de distintos grupos de individuos de la sociedad, basados en su diferente *predisposición a la inversión en capital humano*.

- *Conciencia ambiental amigable*: relacionada con individuos que utilizan prácticas y/o tecnologías de bajo consumo energético, o actitudes individuales amigables con el medio.

### **Funciones principales de los individuos**

*Crecer*: La edad de cada individuo aumenta en 1 unidad (1 año) en cada *time step*.

*Elegir Opción de desarrollo*: En cada *time step*, los individuos tienen la posibilidad de elegir la *opción de desarrollo* a través de la cual se desarrollarán. Para ello tendrán en cuenta su nivel de capital humano acumulado de manera que a mayores niveles, mayor será su predisposición a invertir más en dicho tipo de capital [11]. A su vez, dicha elección podrá verse influenciada por la tendencia o moda de los individuos de su misma familia (tendencia familiar), introduciendo de esta manera una acción de cooperación de tipo longitudinal.

*Producir*: Función netamente económica. En cada *time step*, cada individuo destinará su *producción* ( $x$ ) tanto al *consumo* ( $cons$ ), como a la *inversión en capital físico* ( $i_k$ ) y en *capital humano* ( $i_h$ ) ( $x = cons + i_k + i_h$ ). Los valores del consumo y de ambos tipos de capital son individuales, y guardan una relación directa con la edad actual de cada individuo, con la *opción de desarrollo* (de manera que a mayor tendencia a la inversión en capital humano, seguirán invirtiendo en dicho capital hasta edades mayores), y a su vez, con la riqueza familiar disponible. Las magnitudes dedicadas al consumo y a la inversión están sujetas a lo que en economía se conoce como restricción presupuestaria familiar, de manera de no desestabilizar la economía familiar.

*Elegir conciencia ambiental*: En cada *time step*, los individuos tienen la posibilidad de modificar su conciencia ambiental, teniendo en cuenta su nivel de capital humano acumulado de manera que, a mayores niveles, mayor será su predisposición a elegir una actitud hacia el ambiente más amigable. A su vez, dicha elección podrá verse influenciada por la tendencia o moda de los individuos de su mismo grupo etario, introduciendo en este caso una acción de cooperación de tipo transversal.

*Construir fuentes de energía*: El fin de esta función es modificar a lo largo del tiempo la disponibilidad de fuentes de energía que utilizan los individuos para su crecimiento, y con ello, modificar longitudinalmente la tendencia de los indicadores tecnológicos relacionados con el consumo energético. Se crean las siguientes 3 categorías de fuentes de energía:

- *Fuentes sucias*: relacionadas con matrices energéticas con una gran proporción de fuentes de energía de emisión de carbono elevada.
- *Fuentes medias*: relacionadas con matrices energéticas con predominancia de fuentes de emisión media.
- *Fuentes limpias*: relacionadas con matrices energéticas con una gran proporción de fuentes de muy baja emisión.

La posibilidad de crear fuentes de energía estará relacionada, a nivel grupal, con la disponibilidad de capital físico acumulado por todos los individuos a partir de la función producir, y a nivel individual, con la *opción de desarrollo* y con la conciencia ambiental.

*Consumir energía*: En cada *time step*, el consumo de energía de cada individuo será proporcional a su producción económica ( $x$ ), afectada por índices de eficiencia energética relacionados directamente con la *opción de desarrollo* elegida y su conciencia ambiental.

Generar emisiones: Cada individuo obtendrá las emisiones generadas a partir de su propio consumo energético, afectado por factores de emisión relacionados directamente con el tipo de *fuentes de energía* utilizado.

Dejar descendencia: Los individuos jóvenes podrán reproducirse generando un nuevo individuo de su misma familia al cual transferirán la mitad de su capital físico. Al nuevo individuo se le asigna  $edad = 0$ , y se lo dota inicialmente de las mismas características que su progenitor, para luego ir modificándolas a partir de sus elecciones como el resto de los individuos. La edad mínima de reproducción aumentará conforme a la *opción de desarrollo* elegida, mientras el número máximo de hijos disminuirá con dicha variable.

Morir: Una vez que un individuo llegue a una *edad* igual a su *expectativa de vida* dejará de existir, dejando como herencia su capital físico, el cual será repartido entre todos los individuos vivos de su familia. La expectativa de vida dependerá de la *opción de desarrollo* de cada uno, y a su vez, de la acumulación de capital humano por parte de todos los individuos, como medida de cooperación colectiva.

### 2.1.2. Módulo del balance del ciclo de carbono

Con el objetivo de estimar la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, se introdujo en el modelo una segunda interfaz dedicada al balance del ciclo del carbono basado en el sistema de reservorios, niveles y tasas presentado por Houghton [13]. Este módulo fue diseñado de manera tal que las emisiones generadas en cada *time step* por los individuos del módulo anteriormente descrito, sean al mismo tiempo alimentadas al sistema atmosférico, y a partir de allí, distribuidas entre los distintos reservorios del sistema total.

Este módulo se diseñó basado en los siguientes 6 reservorios de carbono: atmósfera, océano superior, océano profundo, vegetación, suelo y reserva fósil, con sus correspondientes conexiones entre los mismos. En este módulo se crean agentes denominados “carbonos”, los cuales se diferencian en 3 tipos:

- *Carbonos naturales:* se crea un número de agentes “carbonos naturales” proporcional al nivel de carbono existente en cada reservorio en 1950 (inicio de la simulación) [13].
- *Carbonos antrópicos:* en cada *time step* se introduce un número de agentes “carbonos antrópicos” proporcional a las emisiones generadas en el módulo de los individuos.
- *Carbonos LUC:* en cada *time step* se introduce un número de agentes “carbonos LUC” proporcional al valor histórico medio estimado para dicho parámetro [13].

En este módulo todos los agentes carbonos se mueven libremente dentro de cada reservorio, y con una determinada probabilidad de *pasa/no pasa* entre distintos reservorio con intercambio de materia, como por ejemplo la atmósfera y la vegetación. Dicha probabilidad está relacionada con la tasa de intercambio de carbono desde el reservorio actual hacia el contiguo, respetando los valores informados en la bibliografía correspondiente [13].

## 2.2. Obtención de los parámetros globales

Los parámetros globales de interés son obtenidos a partir de la combinación de las acciones individuales de cada uno de los agentes componentes del sistema. Entre dichos parámetros, se

destacan principalmente los siguientes: tamaño de la población (número de individuos vivos en cada *time step*), tasa de natalidad (nacimientos cada 1000 individuos), tasa de mortalidad (muertes cada 1000 individuos), expectativa de vida media, edad promedio, edad media de maternidad, distribución de la población por grupos etarios, producción total (PBI) (suma de la producción de todos los individuos vivos), producción per cápita (PBI/cápita) (promedio de producción de los individuos vivos), nivel de consumo (suma del consumo de todos los individuos vivos), niveles de inversión en ambos tipos de capital, acumulación del capital, predisposición en la inversión en capital humano (tendencia en las *opciones de desarrollo*), tendencia conciencia ambiental, disponibilidad de fuentes de energía, consumo total de energía, emisiones de carbono, acumulación de carbono en la atmósfera.

### **2.3. Generación de escenarios de emisiones**

En primer lugar, se presenta el *Escenario Base*, el cual se obtiene a partir de la ejecución del modelo en condiciones normales (como se describe a continuación), sin la introducción de perturbaciones externas al sistema. Luego, a ese mismo escenario se le agregan diferentes perturbaciones, obteniendo de esta manera diversos escenarios resultantes de la evolución y adaptación de los agentes bajo nuevas condiciones. Las perturbaciones introducidas no pretenden simular situaciones reales ni posibles soluciones a la problemática que motiva este trabajo, sino mostrar la sensibilidad, robustez y adaptabilidad del modelo AMCE, y dar herramientas para la discusión de los resultados obtenidos. Será entonces a partir de dicha discusión, que se podrán proponer futuras medidas de mitigación y/o adaptación al creciente nivel de emisiones de origen antrópico.

#### **2.3.1. Escenario Base**

Se toma como *Escenario Base* el obtenido a partir de la ejecución del modelo en “condiciones normales”. Se llamó “condiciones normales” a aquellas que, partiendo de las condiciones globales presentes en el año 1950 (condiciones iniciales), reproducen las series históricas hasta el presente, de variables mundiales tales como población, producto bruto, consumo de energía, emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera, etc. El *Escenario Base* ha sido calibrado de manera de reproducir la evolución histórica de estos parámetros, en base a la combinación y coexistencia de los 4 tipos de *opciones de desarrollo* de AMCE.

#### **2.3.2. Perturbación sobre las opciones de desarrollo**

La primera perturbación introducida es la correspondiente a la incorporación de individuos con una *opción de desarrollo* determinada, y sin la posibilidad de realizar la elección o el cambio de la misma a lo largo de su vida. Esto es, todos los individuos que nazcan a partir de determinado momento, evolucionarán y mantendrán la opción impuesta. El momento de la introducción de dicha perturbación corresponde a 60 períodos después de comenzada cada corrida, equivalente al año 2010 del período simulado. Los escenarios fueron denominados #1, #2, #3 y #4, y corresponden a la imposición de las opciones de desarrollo #1, #2, #3 y #4, respectivamente.

### 2.3.3. Perturbación sobre la conciencia ambiental

La perturbación de la variable *conciencia ambiental* se introduce en el modelo a partir de la incorporación de individuos con conciencia ambiental *amigable*. Los escenarios obtenidos a partir de este tipo de perturbación, fueron agrupadas de acuerdo al grupo de individuos afectados:

- Escenario *I.a*: Se otorga una conciencia ambiental amigable al 25% de los niños con conciencia ambiental media o indiferente, elegidos en forma aleatoria, en cada *time step* durante 5 períodos de tiempo consecutivos (5 años), a partir del instante equivalente al año 2020 (70 períodos después de comenzada la corrida).
- Escenario *I.b*: Se aplica la perturbación al grupo de los individuos jóvenes.
- Escenario *I.c*: Se aplica la perturbación al grupo de los individuos adultos.
- Escenario *I.d*: Se aplica la perturbación al grupo de los individuos ancianos.

### 2.3.4. Perturbación sobre la inversión en capital humano

Para generar este escenario se incrementa en un 25% el nivel de inversión en capital humano de todos los individuos, en cada *time step* durante 5 períodos de tiempo consecutivos (5 años), a partir del instante equivalente al año 2020. Al escenario obtenido a partir del incentivo de la inversión en capital humano se lo denominó escenario *II*.

### 2.3.5. Perturbación sobre el nivel de consumo

Se introduce una perturbación en el nivel de consumo de todos los individuos a partir del instante equivalente al año 2020, obteniéndose los siguientes escenarios:

- Escenario *III.a*: Decaimiento del consumo. Se reduce el nivel de consumo de todos los individuos en un 25% por cada *time step*, durante 5 períodos de tiempo consecutivos.
- Escenario *III.b*: *Incentivo del consumo*. Se aumenta el nivel de consumo de todos los individuos en un 25% por cada *time step*, durante 5 períodos de tiempo consecutivos.

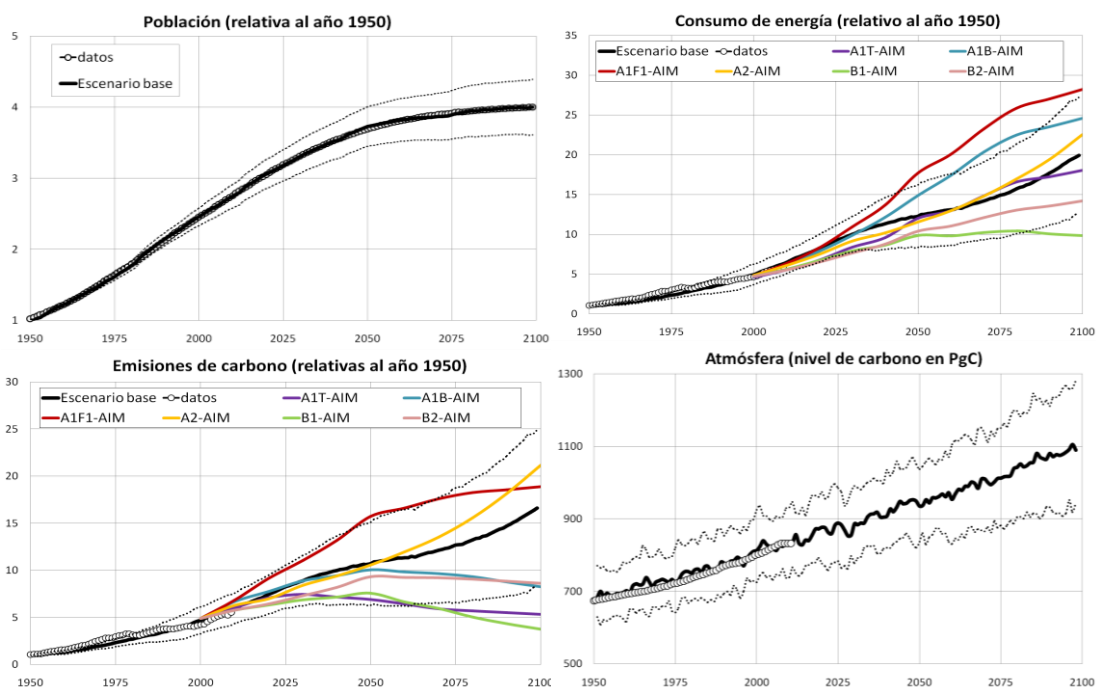
## 3. RESULTADOS

Es importante destacar la enorme posibilidad que brinda el modelo AMCE para el seguimiento de los parámetros involucrados y el análisis minucioso de los mismos, y a su vez, para el diseño e implementación de diversos escenarios de desarrollo. Por ejemplo, es posible evaluar para cada *time step* la proporción de niños con conciencia ambiental amigable, el nivel de consumo medio de tal o cual familia, o el nivel de emisiones producido por los individuos jóvenes que utilizan tal o cual tipo de fuente de energía. Sin embargo, para evitar un informe de resultados demasiado extenso, se realizó una selección de parámetros y escenarios, en base a la representatividad y aplicabilidad de los mismos.

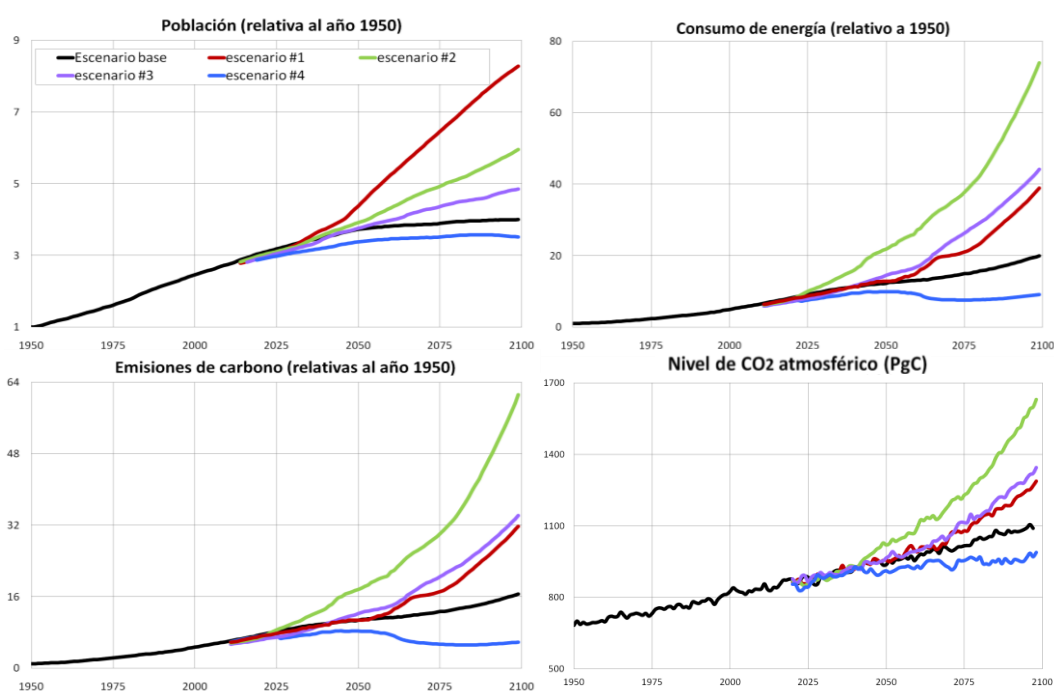
Dado que el modelo incluye diversas fuentes de aleatoriedades, en todos los casos se realizaron 40 corridas del modelo, y se presentan en esta sección los promedios de los resultados obtenidos ante las diferentes inicializaciones. Con el fin de prescindir de unidades y estudiar variaciones relativas y tendencias históricas y proyectadas, los valores de los datos históricos como los resultados de las simulaciones han sido normalizados al año 1950. Dicha

normalización se realizó mediante el cociente entre cada uno de los valores tomados por cada variable considerada, y el valor promedio de dicha variable a nivel mundial en 1950. En todos los casos los resultados son presentados en forma adimensional (relativa a 1950), excepto las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, que se informan en PgC en todos los casos.

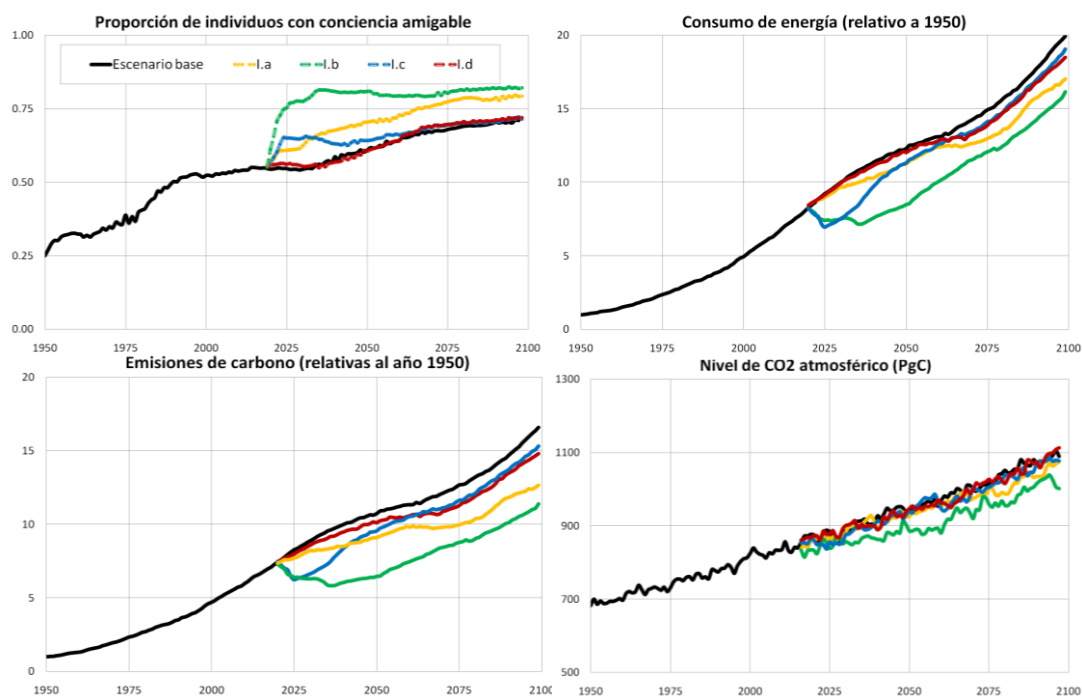
La Figura 1 muestra los resultados obtenidos para el *Escenario Base*, para la evolución histórica de la población mundial global, el consumo total de energía, y las emisiones totales de carbono hacia la atmósfera, y el nivel de carbono en la atmósfera, junto a datos históricos mundiales y proyecciones a futuro realizadas por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) [14]. La Figura 2 muestra los resultados obtenidos a partir de los escenarios #1, #2, #3 y #4, para el tamaño de la población, el consumo total de energía, las emisiones totales de carbono hacia la atmósfera y el nivel de carbono en la atmósfera, en comparación con el *Escenario Base*. La Figura 3 muestra la comparación de los resultados obtenidos a partir de los escenarios *I.a*, *I.b*, *I.c* y *I.d*, con respecto al *Escenario Base*. Los parámetros mostrados son: la proporción de individuos con diferente conciencia ambiental, el consumo de energía, las emisiones de carbono, y la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. La Figura 4 muestra los resultados obtenidos para el escenario *II*, para el tamaño de la población, consumo de energía, emisiones de carbono y la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, en comparación con los resultados obtenidos a partir del *Escenario Base*.



**Figura 1:** Resultados para el *Escenario Base* de: población mundial, consumo de energía y emisiones de carbono (líneas negras,  $\pm 1\sigma$  con líneas punteadas), junto a datos históricos (círculos blanco, borde negro) y proyecciones de los escenarios (AIM) del IPCC: A1T (violeta), A1B (turquesa), A1F1 (rojo), A2 (amarillo), B1 (verde) y B2 (rosado), y resultados del nivel de carbono en la atmósfera.

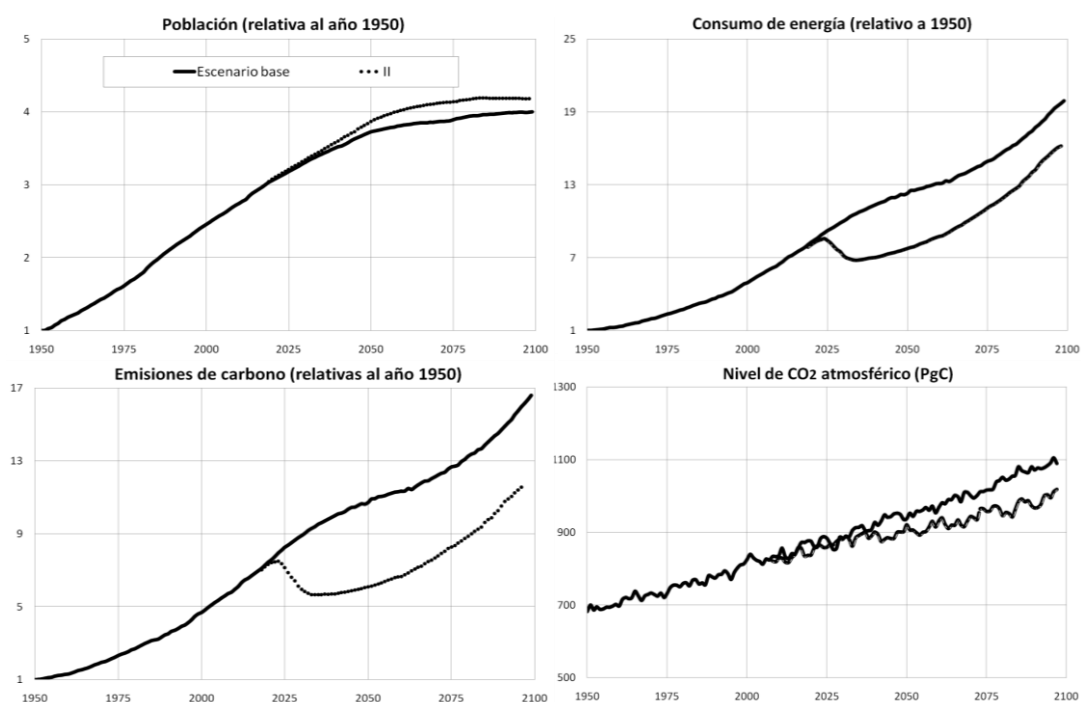


**Figura 2:** Resultados de los escenarios #1 (rojo), #2 (verde), #3 (violeta) y #4 (turquesa) junto al *Escenario Base* (negro), para población mundial, consumo de energía, emisiones de carbono y nivel de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.

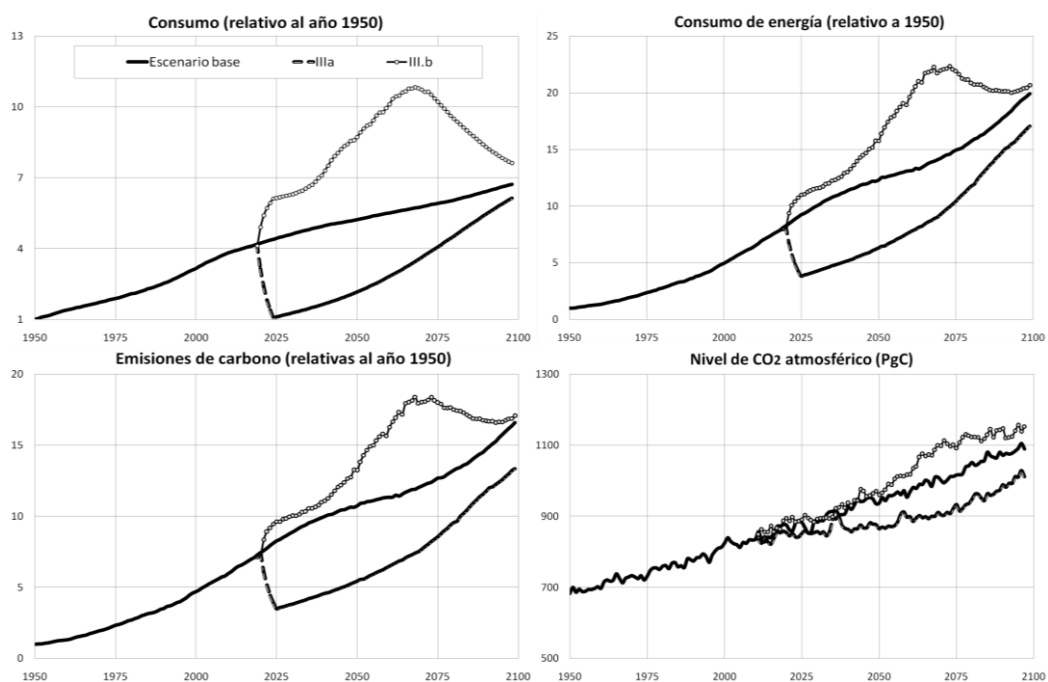


**Figura 3:** Resultados obtenidos a partir de los escenarios 1.a (amarillo), 1.b (verde), 1.c (azul) y 1.d (rojo), en comparación con el *Escenario Base* (negro), para la proporción de individuos con distinta conciencia ambiental, consumo de energía, emisiones de carbono y nivel de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.





**Figura 4:** Resultados obtenidos a partir del escenario II (líneas punteadas) en comparación con el *Escenario Base* (negro), para la población mundial, consumo de energía, emisiones de carbono y nivel de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.



**Figura 4:** Resultados de los escenarios III.a (punteadas) y III.b (círculos blancos borde negro) junto al *Escenario Base* (negro), para el consumo total, consumo de energía, emisiones de carbono y nivel de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.

La evolución temporal de los parámetros resultantes de los escenarios *III.a* y *III.b* se muestran en la Figura 4, junto a los resultados del *Escenario Base*. Los parámetros mostrados son: nivel de consumo total, consumo de energía, emisiones de carbono y nivel de carbono atmosférico. Por otro lado, se presentan los resultados obtenidos a partir de los distintos escenarios propuestos, en forma comparativa con respecto al *Escenario Base* (diferencias porcentuales), para los años 2050 y 2100. En todos los casos, se muestran únicamente los resultados con diferencias estadísticamente significativas con respecto al *Escenario Base*, estableciendo una significancia aceptable en 5% ( $p \leq 0.05$ ), y medianamente aceptable en 10% ( $0.05 < p < 0.10$ ). La significancia estadística fue calculada a partir de la realización del análisis de varianza de un solo factor (ANOVA) para cada uno de los tratamientos propuestos con relación al *Escenario Base*. En la Tabla 1 se muestran las diferencias obtenidas en los años 2050 y 2100 entre cada uno de los escenarios propuestos respecto al *Escenario Base*, para el consumo de energía, emisiones de carbono y concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.

Diferencia respecto Escenario Base (%)	Consumo de energía	Emisiones de carbono	Nivel de CO <sub>2</sub> atmosférico	Consumo de energía	Emisiones de carbono	Nivel de CO <sub>2</sub> atmosférico
Escenario	Año 2050			Año 2100		
#1	-	-	-	108%	111%	16%
#2	85%	73%	7%	296%	307%	47%
#3	21%	18%*	-	136%	127%	21%
#4	-15%	-17%	-6%	-51%	-61%	-11%
<i>I.a</i>	-10%*	-16%	-	-11%*	-20%	-3%*
<i>I.b</i>	-33%	-41%	-7%	-16%	-28%	-10%
<i>I.c</i>	-	-	-	-	-	-
<i>I.d</i>	-	-	-	-	-	-
<i>II</i>	-39%	-47%	-5%	-16%	-27%	-8%
<i>III.a</i>	-53%	-55%	-7%	-	-	-5%
<i>III.b</i>	30%	26%	-	-	-	-

**Tabla 1:** Diferencias porcentuales entre resultados de distintos escenarios respecto al *Escenario Base*: consumo de energía, emisiones de carbono, y nivel de CO<sub>2</sub> atmosférico (\*significancia estadística de entre el 5% y el 10%).

#### 4. DISCUSIÓN

Se observa en todos los casos que los resultados obtenidos a partir del *Escenario Base* están en buen acuerdo con los datos históricos correspondientes y las proyecciones realizadas por diversas agencias internacionales para el período 1950-2100.

A partir los escenarios #1, #2, #3 y #4, en todos los casos, hacia fines del período, la única opción de desarrollo existente es la impuesta a partir de la perturbación. En el escenario #1 se observan los mayores valores obtenidos por el modelo para el tamaño de la población, acompañados de los menores de PBI/cápita asociados a los bajos niveles de inversión y consumo de los individuos nacidos bajo la opción #1. A su vez, debido a la tendencia negativa en los niveles de conciencia ambiental de los individuos de este grupo y la baja posibilidad de mejorar fuentes de energía existentes, se observa que a largo plazo, los valores de consumo de energía, emisiones de carbono y la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera muestran corrimientos significativos hacia valores mayores que los del *Escenario Base*. Para el

escenario #2 se observa que el tamaño de la población obtenido muestra un aumento respecto al *Escenario Base* para todo el período. Los niveles per cápita de PBI, consumo e inversión en capital humano, son inferiores a los valores correspondientes al *Escenario Base*, pero superiores a los del escenario #1. A partir del escenario #2 se obtienen los valores menos eficientes para el consumo energético, fruto de los desfavorables niveles de conciencia ambiental, los cuales muestran un notable aumento de individuos con *conciencia ambiental indiferente* respecto al *Escenario Base* [11]. Las repercusiones de los cambios mencionados sobre el consumo de energía, las emisiones de carbono y su acumulación en el sistema atmosférico, muestran los mayores aumentos observados para este grupo de escenarios con respecto al *Escenario Base*. En el escenario #3, el aspecto económico muestra los mayores niveles de consumo e inversión en capital físico por individuo, y debido al peso que ejercen dichas variables sobre el nivel de producción, el PBI/cápita obtenido para el escenario #3 es el mayor de todos los escenarios correspondientes a la perturbación de la *opción de desarrollo*. La combinación del comportamiento de los individuos bajo este escenario da como resultado un gran aumento en el consumo de energía total, en las emisiones de carbono y su nivel acumulado en la atmósfera. Sin embargo, e incluso cuando a partir del escenario #3 se obtienen los mayores valores para el PBI/cápita de los individuos, el aumento relativo de estos tres parámetros no es tan grande como el obtenido a partir del escenario #2, dado que en el presente escenario el aumento en el nivel de producción de la población es compensado parcialmente por la mejora en la eficiencia energética y los factores de emisión involucrados, relacionados en este trabajo con la conciencia ambiental y la disponibilidad de fuentes de energía. Por último, en el escenario #4 el tamaño de la población muestra una disminución respecto al obtenido para el *Escenario Base* para todo el período posterior a la perturbación.

El nivel de consumo obtenido a partir de este escenario muestra una disminución significativa con respecto al *Escenario Base*, mientras que el nivel de inversión en capital humano muestra un aumento considerable respecto a dicho escenario, para todo el período. A partir de este escenario se han obtenido los valores más eficientes de todo el grupo de escenarios para el nivel de conciencia ambiental y para la disponibilidad de fuentes de energía. Como consecuencia de estas tendencias favorables en la elección de los individuos, se obtuvieron los valores más eficientes para el consumo energético y las emisiones de carbono hacia la atmósfera. La acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera obtenida a partir de este escenario muestra una mejora significativa tanto para el año 2050 como para el año 2100.

El grupo de escenarios *I.a*, *I.b*, *I.c* y *I.d* fue obtenido a partir de la asignación de una conciencia ambiental *amigable* a una dada proporción de individuos con conciencia ambiental *media* o *indiferente*, dentro de cada grupo etario. De esta manera, el número de individuos modificados en cada caso, guardó relación con el tamaño del grupo etario afectado. A partir de los resultados mostrados en la Figura 3 se observa que cuando la perturbación es introducida al grupo de ancianos, el nivel de conciencia ambiental medio de toda la población no se ve afectado en forma significativa, ni aun en el corto plazo. Esto es, en principio, porque el número de individuos ancianos existentes al momento de la perturbación es muy bajo con respecto al número de individuos de toda la población, y entonces, por más que existan

cambios de comportamiento en un pequeño grupo de individuos, los mismos no son apreciables en forma global. Cuando la perturbación es introducida en el grupo de los adultos, se observa que en el corto plazo el nivel de conciencia ambiental de toda la población mejora, y con ello, mejora la intensidad energética, el consumo de energía y las emisiones de carbono. Sin embargo, no se observan diferencias significativas en el comportamiento de este parámetro a largo plazo. Este fenómeno se debe al hecho de que la conciencia ambiental en AMCE es una característica que los individuos eligen teniendo en cuenta la elección de los individuos de su mismo grupo etario. Así, al introducir una perturbación de dicho parámetro en grupos de edades avanzadas, los individuos llegan al final de su vida en el corto plazo, sin poder transmitir o “contagiar” al resto de la población con sus nuevas costumbres. Acorde con esta idea, se puede observar que la respuesta obtenida a partir del escenario *I.a* (modificación de la conciencia ambiental del grupo de los niños), si bien en el corto plazo no introduce una gran modificación de la conciencia ambiental a nivel global, la respuesta es sostenida en largo plazo. Lo mismo ocurre al introducir la perturbación en el grupo de los jóvenes, lo cual además de significar un gran cambio a corto plazo (debido a la gran proporción de jóvenes respecto a la población total), implica un cambio significativo en todos los parámetros energéticos hasta el final del período analizado. En la Tabla 1 se observa que a partir del escenario *I.b* se obtienen mejoras estadísticamente significativas en el nivel acumulado de carbono atmosférico, tanto para el año 2050 como para el 2100. Por su parte, si bien la magnitud del cambio es menor en el escenario *I.a*, el mismo logra una pequeña reducción estadísticamente significativa del nivel de carbono atmosférico a largo plazo (año 2100). Estos resultados son especialmente importantes, ya que, debido al alto tiempo de respuesta asociado al sistema del balance del ciclo de carbono, son pocos los parámetros que realmente generan cambios significativos en el nivel de carbono atmosférico.

Para el escenario *II* a nivel demográfico se observa que, a causa del aumento de la expectativa de vida media originado por la gran acumulación de capital humano, el tamaño de la población aumenta. En el aspecto económico, existe un gran aumento del nivel de inversión en capital humano durante la perturbación que tiende a estabilizarse hacia los valores del *Escenario Base* hacia fines del período. Sin embargo, una vez que la perturbación cesa, la inversión en capital humano continúa aumentando levemente durante un tiempo. Esto ocurre porque los individuos que a partir de la perturbación introducida lograron elegir *opciones de desarrollo* avocadas a dicho tipo de inversión, continúan su desarrollo invirtiendo a tasas mayores de las que hubieran utilizado al desarrollarse bajo el *Escenario Base*. El resto de los individuos, y los que nacen después de la introducción de la perturbación, retoman en el tiempo sus propias tendencias. Tanto el consumo de energía como las emisiones de carbono, presentan cambios favorables estadísticamente significativos para todo el período, reflejados en una disminución significativa de la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, y esto se debe al aumento de la eficiencia de los indicadores tecnológicos involucrados en el consumo energético y en la generación de emisiones. El nivel de inversión en capital humano y la consecuente acumulación del mismo, generan cambios perdurables en el comportamiento de los individuos. Se podría decir que estos parámetros influyen sobre las “costumbres” de los individuos, aquí reflejadas en la elección de parámetros como la *opción de desarrollo*, la

*conciencia ambiental*, el *tipo de fuente* de energía, y por qué no, sobre la expectativa de vida, parámetro que puede ser relacionado con las costumbres y el estilo de vida de los individuos.

En el escenario *III.a* se observa que la tasa de crecimiento del consumo, una vez finalizada la perturbación, es superior a la tasa de crecimiento del mismo obtenida a partir del *Escenario Base*. Se observa también que la tasa de crecimiento del consumo disminuye levemente a medida que el valor neto se acerca al valor del *Escenario Base*. Por otro lado, en el escenario *III.b* se observa que el nivel medio de consumo continúa creciendo luego de la perturbación por varios períodos, hasta un punto a partir del cual comienza a decrecer, tendiendo a alcanzar el valor correspondiente al *Escenario Base*. El crecimiento continuado del consumo luego de la introducción de la perturbación se debe a que los individuos utilizan el valor actual (en un instante  $t$ ) de dicha variable para calcular el valor de la misma en el instante  $t+1$ . De esta manera, el crecimiento de la variable continúa más allá del momento de la perturbación. Sin embargo, a diferencia del incentivo a la inversión en capital humano que aumenta el nivel acumulado del mismo, hecho que a su vez potencia a dicho tipo de inversión, el consumo no influye sobre las decisiones futuras de los individuos. Por otro lado, los individuos nacidos luego de la perturbación no copian el comportamiento de los individuos perturbados, y de esta manera, a medida que estos últimos van desapareciendo, el nivel medio de consumo de la población tiende a acercarse rápidamente a los valores correspondientes al *Escenario Base*. Sólo para el caso del decaimiento del consumo se observan cambios significativos en la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, para todo el período posterior a la perturbación.

## 5. CONCLUSIONES

Se utilizó un modelo matemático capaz de reflejar en forma adecuada la evolución temporal de los parámetros involucrados en la estimación de las emisiones y su acumulación en la atmósfera. A su vez, AMCE demostró ser muy versátil y robusto, capaz de adaptarse con facilidad y rapidez los cambios producidos, sin desestabilizar en caso alguno al sistema. La utilización de MBA permitió la incorporación del concepto de toma de decisiones, tanto en forma individual como en forma colectiva, características que fueron aprovechadas en este trabajo para el diseño de distintos escenarios de comportamiento. Asimismo, se destaca la incorporación de un gran número de parámetros tangibles en el modelo, particularidad que hace de los escenarios presentados una herramienta para la discusión y la toma de decisiones acerca los esfuerzos necesarios para la reducción de las emisiones de origen antrópico.

En base al análisis de los resultados obtenidos a partir de los distintos escenarios propuestos, se concluye que las emisiones de carbono originadas a partir de la actividad humana, y su acumulación en el sistema atmosférico, pueden ser reducidas en medidas significativas a partir de medidas que fomenten la inversión en capital humano, y frente a medidas que modifiquen la actitud de los individuos hacia el consumo de recursos y el cuidado del ambiente a largo plazo (características que también muestran tener relación con dicho tipo de inversión). Otro aspecto que repercute de manera apreciable sobre la generación de emisiones es el económico: como es de suponer, la reducción de los niveles de consumo por parte de los individuos

genera efectos significativos sobre la acumulación de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. Sin embargo, si dicha medida no es sostenida a largo plazo, esto es, si no se genera un cambio que se plasme en las costumbres de los individuos en relación al consumo, los efectos sobre la atmósfera tenderán a ser similares a los que se obtendrían sin aplicar medidas de mitigación.

Es importante remarcar que en este trabajo el crecimiento económico ha sido tratado de manera amplia, incluyendo aspectos sociales y ambientales como indicadores de crecimiento y progreso. En este sentido, se sostiene que el capital humano creado a partir de su inversión no es sólo un factor que mejora la productividad, sino que también desempeña un papel crucial en el desarrollo y adopción de nuevas tecnologías que impulsan el crecimiento a largo plazo. Si se plantea que es el capital humano el que marca el sentido del desarrollo de las sociedades o grupos de individuos, fomentar la inversión en dicho tipo de capital, tanto a nivel individual como a nivel nacional, conduciría a sociedades con comportamientos de menor consumo en términos relativos, y de mayor eficiencia en términos energéticos y ambientales.

Es por ello que se sugiere que una medida efectiva a largo plazo para el beneficio del desarrollo económico, de las condiciones de vida de los individuos, del progreso tecnológico y de la preservación de recursos y del medio ambiente, es la inversión en educación, ciencia y tecnología, medida que por sí sola genera efectos favorables sobre innumerables aspectos.

## REFERENCIAS

- [1] IPCC, “Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers”, (2013).
- [2] G. Becker y H. Lewis, “On the interaction between the quantity and quality of children,” *J. Polit. Econ.*, vol. 81, no. 2, pp. S279–S288, (1973).
- [3] R. Willis, “A new approach to the economic theory of fertility behavior,” *J. Polit. Econ.*, vol. 81, no. 2, pp. S14–S64, (1973).
- [4] P. Castesana y S. Puliafito, “Development of an agent-based model and its application to the estimation of global carbon emissions,” *Low Carbon Econ.*, vol. 4, pp. 24–34, (2013).
- [5] N. Jennings, K. Sycara, y M. Wooldridge, “A roadmap of agent research and development,” *Auton. Agents MultiAgent Syst.*, vol. 1, no. 1, pp. 7–38, (1998).
- [6] M. Wooldridge y N. Jennings, “Software engineering with agents: pitfalls and pratfalls,” *IEEE Internet Comput.*, vol. 3, no. 3, pp. 20–27, (1999).
- [7] E. Bonabeau, “Agent-based modeling: Methods and techniques for simulating human systems,” *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, vol. 99, pp. 7280–7287, (2002).
- [8] B. Edmonds, “The use of models - Making MABS more informative,” *Multi Agent Based Simul.*, vol. 1979, no. 1979, pp. 15–32, (2001).
- [9] H. Kelley y T. Evans, “The relative influences of land-owner and landscape heterogeneity in an agent-based model of land-use,” *Ecol. Econ.*, vol. 70, no. 6, pp. 1075–1087, (2011).

- [10]P. Castesana y E. Puliafito, “Modelo basado en agentes para la estimación de las emisiones de carbono,” in *IV Reunión Anual PROIMCA y II Reunión Anual PRODECA*, 1 Ed., Puliafito, E.; Allende, D.; Panigatti, Ed. Mendoza, Argentina: Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Mendoza, pp. 441–452, (2013).
- [11]P. Castesana y S. Puliafito, “Bottom-up analysis of energy consumption and carbon emissions, with particular emphasis on human capital investment,” *Low Carbon Econ.*, vol. 4, no. 4A2, pp. 1–13, (2013).
- [12]U. Wilensky, “NetLogo: Center for connected learning and computer-based modeling. Northwestern University, Evanston, IL, U.S.A.”, (1999).
- [13]R. Houghton, “Balancing the global carbon budget,” *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, vol. 35, no. 1, pp. 313–347, (2007).
- [14]N. Nakicenovic, et al., *IPCC Special Report on Emissions Scenarios (SRES)*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, (2000).





## UN INVENTARIO DE QUEMA DE BIOMASA EN ALTA RESOLUCIÓN PARA EL NORTE Y CENTRO DE ARGENTINA

Köhnken, Dirk<sup>1</sup>, Allende, David G.<sup>1\*</sup>, Ruggeri María F.<sup>1,2</sup>, Pascual Flores, Romina M.<sup>1,3</sup>, Bolaño Ortiz, Tomás<sup>1,2</sup>, Puliafito Salvador E<sup>1,2</sup> y Lakkis Susan G.<sup>4,5</sup>

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE)  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

3: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

4: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA), Cap. Gral. Ramón Freire 183, (C1426AVC), Buenos Aires, Argentina.

5: Unidad de Investigación y Desarrollo de las Ingenierías (UIDI), Facultad Regional Buenos Aires (FRBA), Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Argentina

**Resumen.** *Las emisiones por quema de biomasa a partir de incendios forestales, quema de residuos agrícolas y cambios de uso de suelo contienen grandes cantidades de gases y partículas, que impactan en calidad de aire local y regional, con efectos sobre la salud, los ecosistemas, la química atmosférica global y el clima. Este estudio tiene por objeto la realización de un inventario de emisiones por quema de biomasa en resolución de 10 km para el Centro y Norte de Argentina durante los años 2013-2014. En tal sentido se combinaron imágenes de MODIS abordo de los satélites Terra y Aqua y de NOAA-AVHRR, junto con datos satelitales de densidad de biomasa y de variaciones espaciotemporales de factores de combustión. El proceso de detección de fuegos combina un algoritmo contextual con un umbral de temperatura adaptativo y máscaras de agua permanente, luces estables y cobertura de nubes para evitar detecciones falsas. Los factores de emisión utilizados se asociaron a las distintas coberturas vegetales obtenidas de los mapas de LUCL de GLOBCOVER. Las mayores contribuciones por sobre todos los tipos de LULC se deben a quema de bosques de hoja caducifolia (38%), zona cultivada (22%), bosques perennes (11%) y zona mixta cultivada, vegetación natural (6%). Las emisiones por quema presentan variaciones interanuales muy marcadas con picos de frecuencia entre los meses de agosto y diciembre.*

**Palabras clave:** *quema de biomasa, MODIS, aerosoles, gases de efecto invernadero, AVHRR.*

## 1. INTRODUCCIÓN

La quema de biomasa es una fuente importante de contaminantes atmosféricos y posee efectos significativos en la química regional y el cambio climático [1–4]. Los gases traza activos y partículas liberados en la quema de biomasa pueden actuar como precursores de ozono troposférico y aerosoles orgánicos secundarios, los que a su vez provocan efectos negativos en la calidad de aire local y regional, resultando en una amenaza a la salud humana y al ambiente general [5], [6].

Las distribuciones espaciales y temporales de las emisiones provenientes de la quema de biomasa son, a su vez, entradas fundamentales a los Modelos de Transporte Químico. En ese sentido, varios estudios sugieren que la quema de biomasa es uno de los mayores contribuyentes a la incertidumbre en el pronóstico de calidad de aire [7]. Por lo tanto, la estimación de las emisiones relacionadas con este tipo de actividades debe ser cuantificada con la mayor precisión posible.

En todo el mundo se han realizado esfuerzos considerables, particularmente en países desarrollados para obtener y mejorar inventarios de emisiones de quema de biomasa, desde los años 70, utilizando principalmente información de sensado remoto, de manera de identificar el comportamiento del fuego y mejorar la precisión en la estimación total de las emisiones [8–11].

Entre agosto y octubre el trópico y sub-trópico de Sudamérica comienza la temporada de quema de biomasa para despejar campos y abrir nuevas áreas para el cultivo. En el norte de Argentina, Bolivia, Paraguay y la región del Mato Grosso en Brasil, las quemas se producen entre julio y noviembre, con máximos en agosto [12]. Aunque algunas de estas quemas pueden ser de pastizales, matorrales o residuos agrícolas, una gran parte es realizada para desmonte o deforestación.

Particularmente en el norte argentino, existen fragmentos de distintos tipos de bosque nativo, como Selva Misionera, Selva Tucumano Boliviana o Yungas, Parque Chaqueño, Monte, Espinal y Delta e Islas del Río Paraná, sometidos regularmente a desmonte. Por otro lado, la quema del cañaveral y/o su rastrojo está ampliamente difundida en Argentina, al igual que en otros países productores de caña de azúcar.

En años recientes, varios estudios se han conducido con el objeto de estimar las emisiones por quema en Sudamérica y en especial, en el norte argentino, incluyendo mediciones de factores de emisión para residuos, o cultivo especiales, como la caña de azúcar, con el objetivo final de desarrollar inventarios de emisiones nacionales, regionales o locales [13–16]. Sin embargo, estos inventarios no suelen ser apropiados para su utilización en modelos regionales de calidad de aire debido a su baja resolución temporal y espacial.

Los objetivos de este trabajo son: a) analizar la variabilidad de las emisiones por quema de biomasa en el norte argentino; b) establecer un inventario de emisiones de alta resolución espacial para los contaminantes  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$ , EC, OC, NMVOC, CO,  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$ ; c) identificar las características temporales y espaciales y d) cuantificar las incertidumbres en las estimaciones de las emisiones.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

El dominio de estudio se definió con el objeto de incluir el centro y norte de Argentina, entre los 20°S y los 40°S de latitud, abarcando también el sur de Bolivia, Brasil, Paraguay, Uruguay y el centro norte de Chile. El área está dividida en celdas de 10 x 10 km<sup>2</sup>, abarcando diversos tipos de biomas y de vegetación (Figura 1).

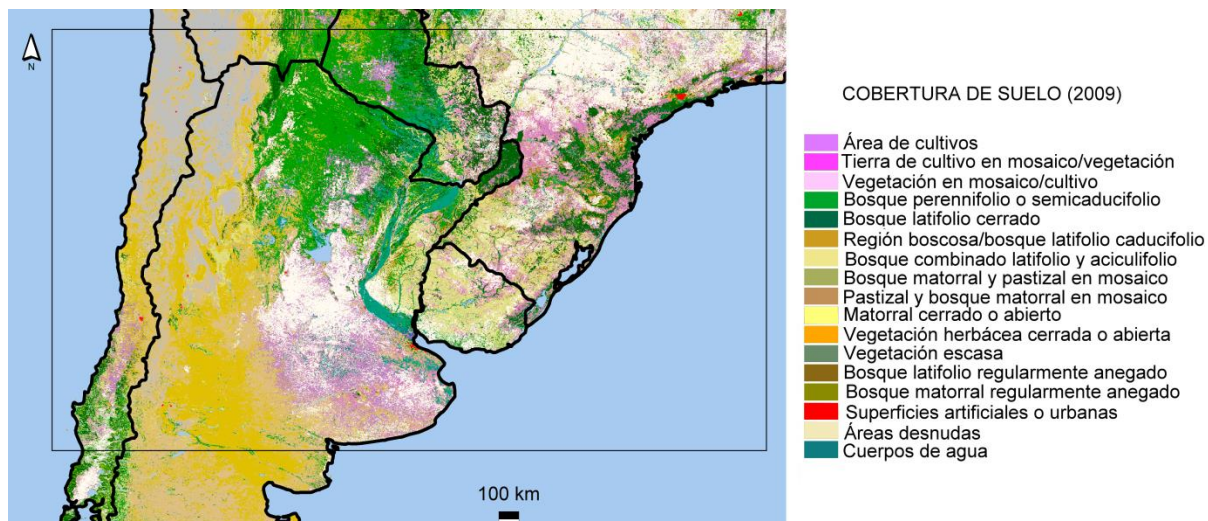


Figura 1. Área de estudio y tipo de cobertura del suelo para el inventario de emisiones.

### 2.2. Mapeo de fuegos activos: datos y algoritmo de detección

Para la detección de fuegos se combinan imágenes del sensor MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) abordo de los satélites Terra y Aqua y del Advanced Very High Resolution Radiometer de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA-AVHRR).

#### 2.2.1. AVHRR

Varios algoritmos para el procesamiento de datos del satélite AVHRR han sido utilizados con éxito para la detección de fuegos, desde procesamiento de un canal o hasta aplicaciones multicanales [17]. Asimismo, con el objeto de garantizar la eficiencia y confiabilidad, se han propuesto incluso mejoras que tengan en cuenta las variaciones estacionales y diversidad de ecosistemas y garanticen la consistencia de los resultados.

En tal sentido, un algoritmo contextual toma la decisión sobre si un pixel contiene fuego comparando los valores del pixel con los de su entorno, de manera que si el contraste es muy grande, el pixel es identificado como fuego. La ventaja de este algoritmo es que es adaptativo respecto al entorno, porque la decisión se toma en una base relativa y es aplicable a diferentes condiciones.

El proceso de detección de fuegos utilizado en este trabajo emplea una aproximación que combina la información espectral proveniente de las medición de las temperaturas de brillo entre las bandas 3 y 4 del AVHRR 18 y 19, la aplicación de umbrales adaptativos y un algoritmo contextual que investiga los fuegos potenciales en relación los pixeles vecinos [18]. La esencia de la detección de fuegos con AVHRR yace en el aumento de la radiancia emitida en la región del infrarrojo cercano (banda 3) para temperaturas típicas de fuego, de acuerdo a la función de Planck. Si bien la alta sensibilidad a la presencia de fuego de la banda infrarroja la hace ideal por su uso en la detección, es también posible que pequeños fuegos produzcan la saturación de este canal, por lo que se utiliza también la banda 4 en combinación. Por ejemplo, en un suelo de fondo a 300 K, un objeto caliente a 1000 K que ocupa solamente 0.02% del área del píxel, puede elevar la temperatura de brillo a 3.75  $\mu\text{m}$  hasta 324K.

El algoritmo consiste en dos etapas: la primera selecciona píxeles candidatos como potenciales fuegos y la segunda confirma o rechaza los mismos, producto de su comparación con el entorno (ver Figura 2).

En consecuencia, primeramente se seleccionan píxeles potenciales de forma relativamente gruesa, utilizando un umbral. En tal sentido, el valor de umbral sugerido por Flasse y Ceccato de 311K [18] es útil para el procesamiento de imágenes diurnas, pero para observaciones nocturnas se considera más conveniente el de 298 K, de manera de poder detectar fuegos nocturnos menos intensos. Asimismo, el error de omisión de fuegos menos intensos de baja temperatura es menor que durante el día. Por otro lado, la confianza de los fuegos detectados es mayor debido al menor impacto por reflejos de suelos secos y/o cálidos.

Debido a que el ancho de banda del canal 3 de AVHRR cubre tanto parte del rango solar como del térmico del espectro electromagnético, es relevante rechazar aquellos pixeles del canal 3 con valores altos debido a reflexión en lugar a alta temperatura. Entonces, para el procesamiento de imágenes diurnas, se aplicó un rango adaptativo para la banda 2 con el objeto de excluir nubes reflectivas altas y cuerpos de agua que, en algunos casos pueden ser confundidos con fuego.

Finalmente la confirmación de los fuegos potenciales en las observaciones diurnas, se realiza aplicando en primer lugar una ventana creciente alrededor del “píxel de fuego” (elemento de fuego que se quema activamente), comenzando con un tamaño de 3 x 3 pixeles, creciendo hasta un tamaño de 15 x 15, siempre que el 25% de todos los pixeles califiquen como pixeles válidos. Esto se hace para obtener un entorno válido, referido a información útil sobre tierra, sin contaminación de nubes ni fuego de background.

Para cada ventana de un entorno válido, se realiza el cálculo, utilizando la temperatura de brillo (BT) de las bandas 3 y 4 de NOAA-AVHRR. En tal sentido, un píxel es catalogado como un fuego potencial si se confirma:

$$BT_3 - BT_4 > \max\{\text{promedio}_{\text{entorno}}(BT_3 - BT_4) + 2\sigma_{\text{entorno}}(BT_3 - BT_4)\} \quad (1)$$

$$BT_3 > \text{promedio}_{\text{entorno}}(BT_3) + 2\sigma_{\text{entorno}}(BT_3) + 3K \quad (2)$$

Además de los valores umbrales y el algoritmo contextual, se utilizan máscaras para cuerpos de agua permanente y luces estables para cada escena. Esto reduce el tiempo de

procesamiento y las detecciones falsas por “hot-spots antropogénicos”. Para ello, se utilizó el mapa de uso y cobertura de suelo GLOBCOVER 2009 [19], que cuenta con 24 categorías diferentes, modificado con datos de luces nocturnas permanentes Operational Linescan System of the Defense Meteorological Satellite Program (DMSP - OLS), asociado normalmente con la ocupación urbana [20].

### 2.2.2. MODIS

Para este estudio se utilizó el también el producto MOD14 (Thermal Anomalies - Fires and Biomass Burning), que incluye la posición absoluta de la ocurrencia de fuego (día y noche), el criterio lógico utilizado para la selección de fuego y una estimación de la energía liberada. Se trata de un producto de nivel 2, procesado diariamente con una resolución espacial de 1 km [21]. MOD14 está bien documentado y evaluado. En general garantiza comparabilidad, reproducibilidad y está reconocido internacionalmente. Brevemente, el algoritmo funciona de la siguiente manera: se excluyen, primeramente datos inválidos como nubes, cuerpos de agua del análisis. Luego la detección se realiza a través de una serie de umbrales absolutos y pruebas contextuales. Este producto utiliza las bandas 21 o 22 (3.93-3.99  $\mu\text{m}$ ; BT 21/22) y la banda 31 (10.78-11.28  $\mu\text{m}$ , BT31).

Finalmente, fuegos contiguos encontrados por ambos métodos son agrupados definidos como un solo foco, utilizando las coordenadas geográficas y un radio de 1 km, tal como se detalla en el diagrama de flujo de la Figura 2.

### 2.3. Estimación de emisiones

En este estudio, las emisiones por quema se estimaron utilizando el preprocesador de emisiones “prep\_chem\_sources” de WRF/Chem, el cual genera emisiones de gases y aerosoles destinado a modelos de transporte químico regional y global. En el caso de las emisiones por quema de biomasa, se utiliza el modelo Brazilian Biomass Burning Emission (3BEM) que emplea las localizaciones de los focos de fuego para alimentar modelos de calidad de aire. 3BEM utiliza asimismo algoritmos de filtros para minimizar el efecto de los fuegos no detectados por el sensado remoto. Los mapas obtenidos por sensado remoto son combinados con mapas de uso y cobertura de suelo, que asocian los fuegos con parámetros específicos, para finalmente, estimar la emisión total por medio de:

$$ET_i = \alpha_{veg} \cdot \beta_{veg} \cdot F_{i,veg} \cdot A_{fuego}$$

Donde  $ET_i$  es la emisión total en masa del contaminante  $i$  (kg),  $\alpha_{veg}$  es la fracción disponible de biomasa sobre el suelo ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ),  $\beta_{veg}$  es el factor de combustión (fracción de biomasa que realmente se quema),  $F_{i,veg}$  es el factor de emisión para cada especie y tipo de vegetación y  $A_{fuego}$  es el área quemada.

Los píxeles de fuego detectados por MODIS y AVHRR representan una localización aproximada de la ubicación de fuego, pero no incluyen ningún tipo de información respecto al tamaño, por lo que se utiliza un área quemada de  $0.2 \text{ km}^2$  [14].

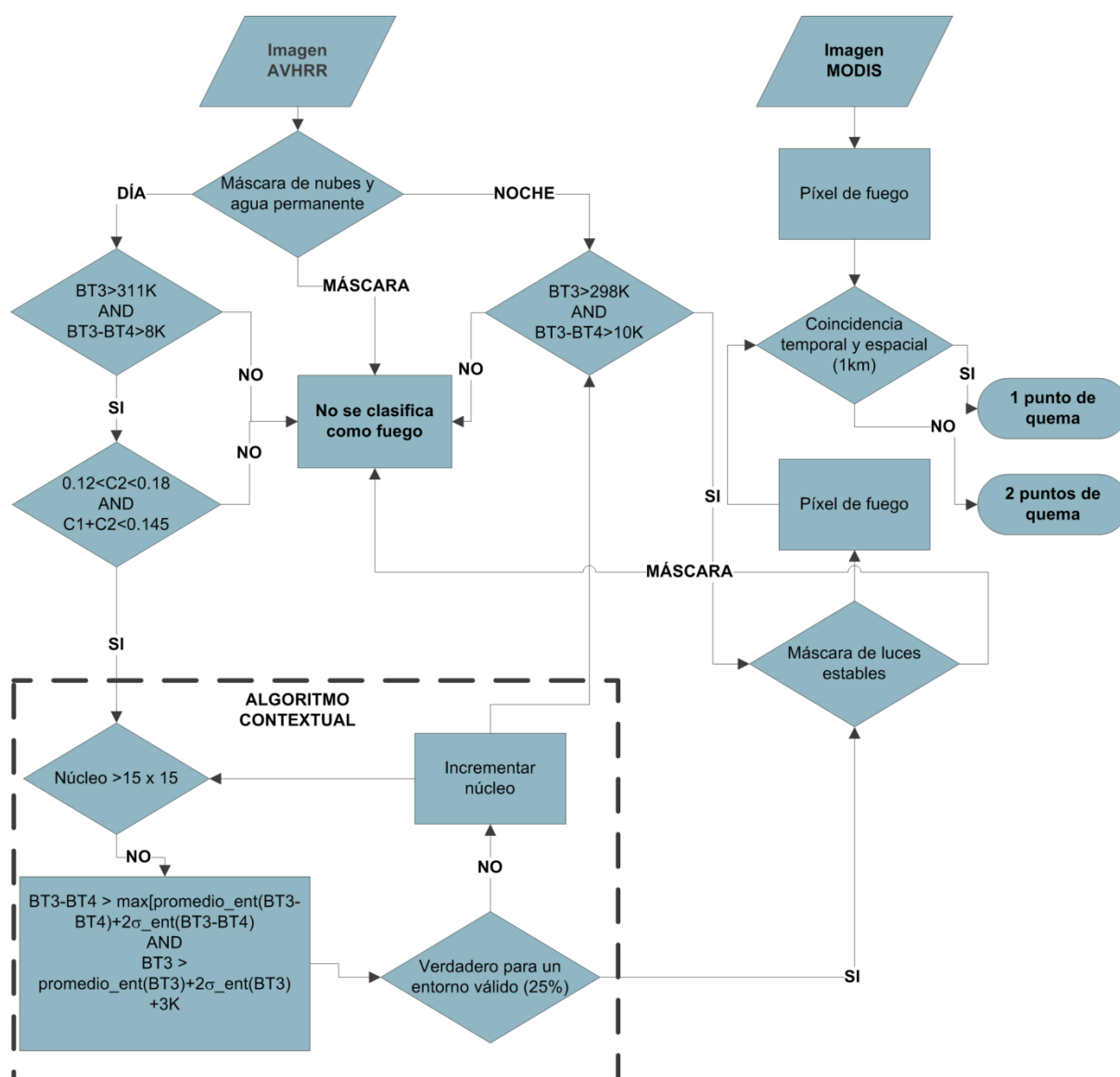


Figura 2. Esquema de procesamiento de datos de MODIS y AVHRR para la detección de fuegos.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Emisiones de gases y partículas en el norte y centro de Argentina

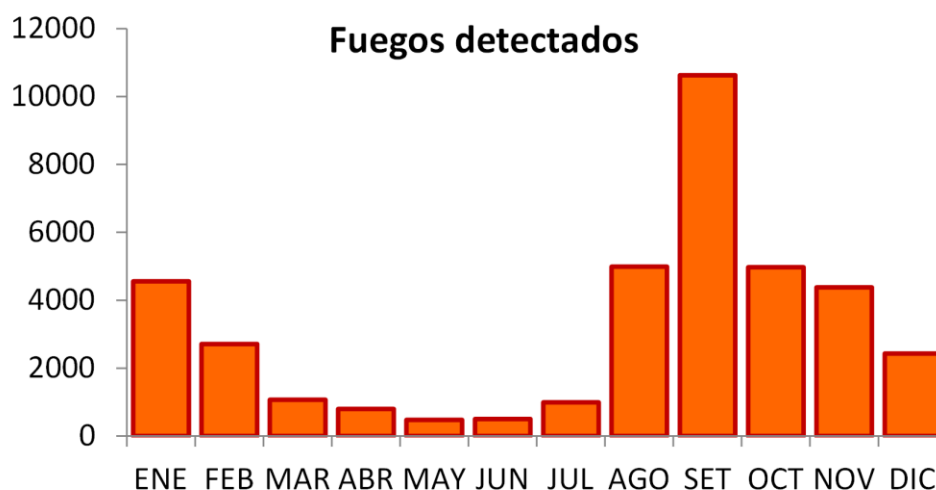
Las emisiones producidas por las fuentes relacionadas a la quema de biomasa en el norte y centro de Argentina se estimaron para el período comprendido entre julio del año 2013 y julio de 2014. La Tabla 1 resume las estimaciones para gases de efecto invernadero,

algunos contaminantes criterio y partículas durante el período de estudio.

Especie	Emisiones
CO <sub>2</sub>	45390.7
CH <sub>4</sub>	174.7
N <sub>2</sub> O	5.7
CO	3028.9
NO <sub>x</sub>	53.6
NH <sub>3</sub>	34.5
SO <sub>2</sub>	12.5
BC	15.0
OC	114.1
PM <sub>2.5</sub>	242.6

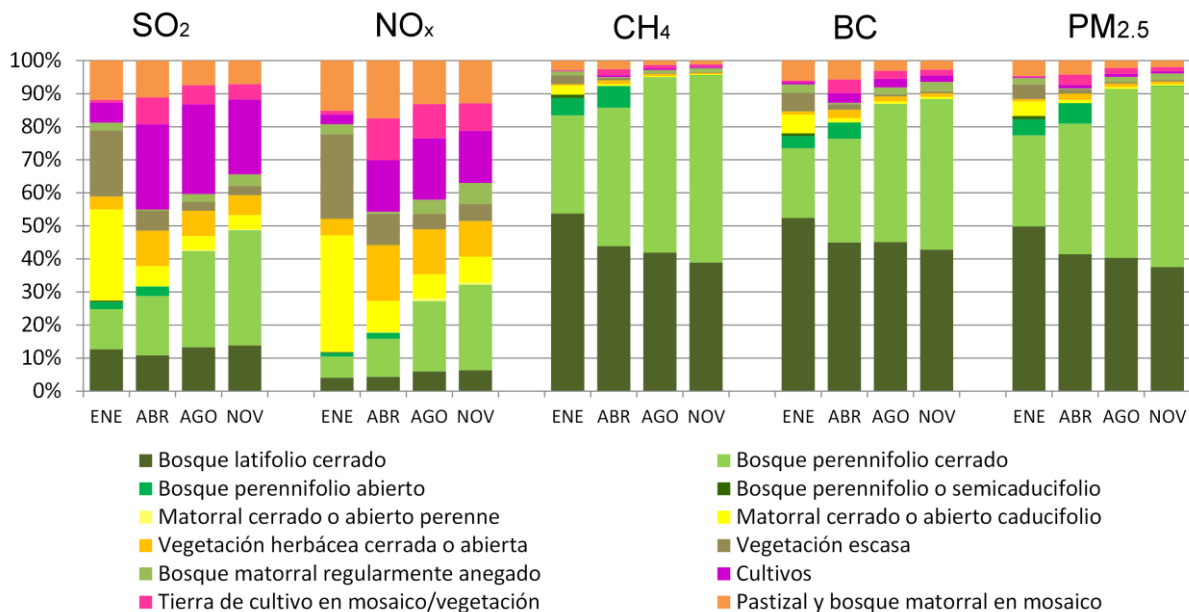
**Tabla 1.** Emisiones generadas por quema de biomasa en el centro y norte de Argentina entre julio de 2013 y julio de 2014 (unidades: miles de toneladas/año).

Se detectaron variaciones estacionales típicas en las emisiones por quema de biomasa de forma consistente con estudios previos, aunque las emisiones dependen tanto de actividades humanas como factores climáticos. La Figura 3 muestra que entre los meses de julio y noviembre se produce el mayor número de quemas en el área de estudio. Asimismo, durante el mes de enero puede notarse un gran número de fuegos, mayormente a latitudes medias (> 35°S).



**Figura 3.** Variación mensual de los fuegos detectados en el área de estudio.

La Figura 4 muestra la contribución por tipo de cobertura vegetal quemada para algunos meses característicos y contaminantes típicos.



**Figura 4.** Contribución a las emisiones de diferentes gases y partículas por categoría de cobertura de suelo, para distintas épocas del año (meses de enero, abril, agosto y noviembre).

Respecto a las emisiones de gases, por ejemplo, cerca del 20% es debida a la quema de bosque perenne, 20% por la quema de matorrales o vegetación herbácea, alrededor de 15% debido a mosaicos bosques, matorrales y pastizales, y un 10% a la quema en zonas cultivadas. En cambio, para las emisiones de partículas, cerca del 90% de las emisiones se producen por la quema de bosques (latifolio o perennifolio).

Existen claras variaciones estacionales, por ejemplo la quema en zonas cultivadas es más relevante desde julio a octubre, mientras que la quema en bosques presenta dos picos, entre enero y febrero y de agosto a octubre. Esto mismo es también característico para los focos detectados en zonas con predominancia de vegetación herbácea o matorrales.

### 3.2. Características espaciales

El inventario de emisiones por quema de biomasa se desagregó espacialmente en grillas de 10 x 10 km<sup>2</sup> usando la ubicación de los puntos de quema. Las Figura 5 y Figura 6 muestran esta distribución para todo el periodo analizado para NO<sub>x</sub> y para PM<sub>2.5</sub> respectivamente. Asimismo, la Figura 7 muestra claramente la variación de los puntos de quema por latitud, siendo evidente la mayor prevalencia de puntos de quema a latitudes menores a 28°S. Otros gases y partículas poseen una distribución similar. En forma general, las emisiones por quema de biomasa están distribuidas sobre áreas cubiertas de bosques perennes o semicaducifolios y bosques latifolios, y en menor medida, sobre áreas de pastizales o matorrales.



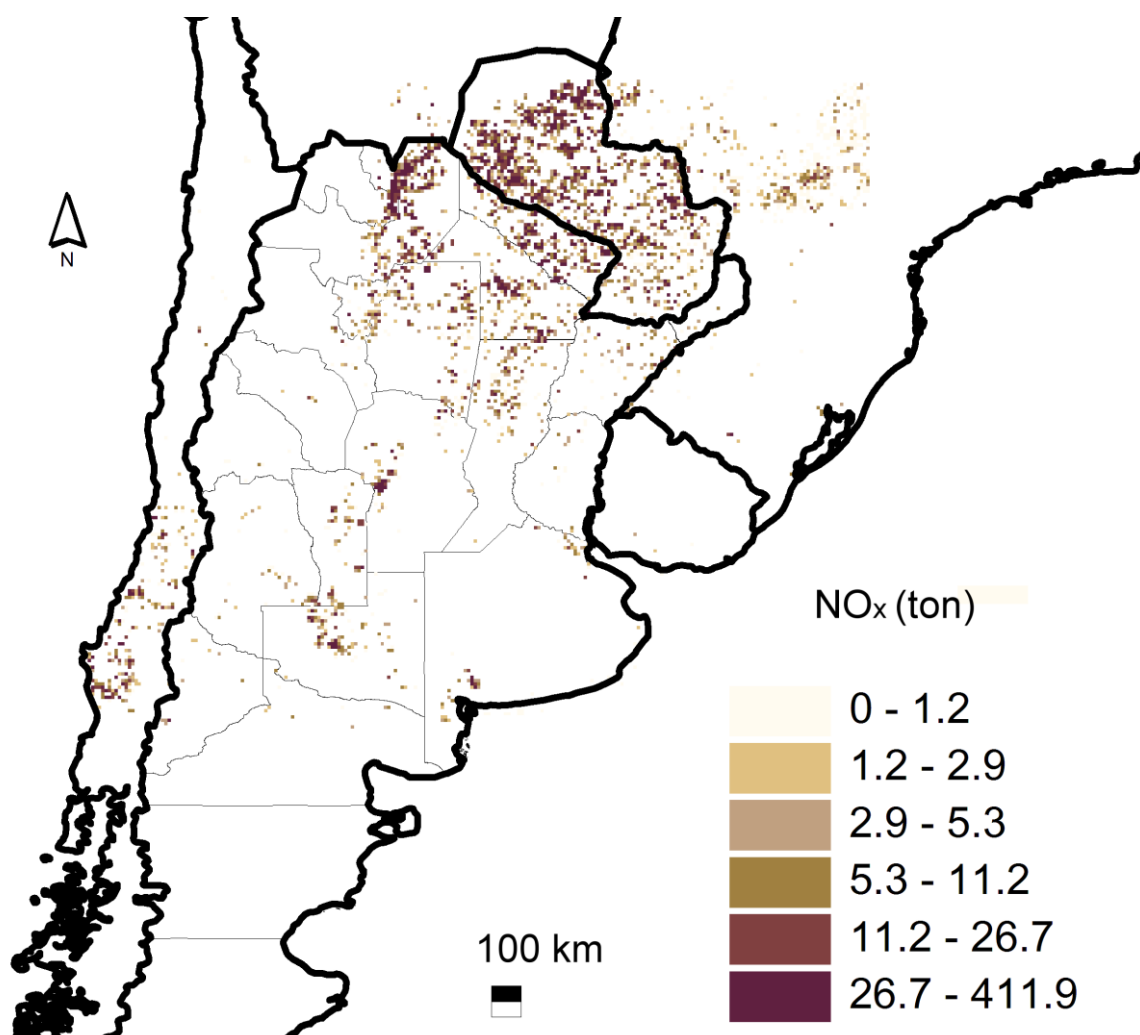


Figura 5. Distribución espacial de las emisiones de NOx por quema de biomasa para el período en estudio.

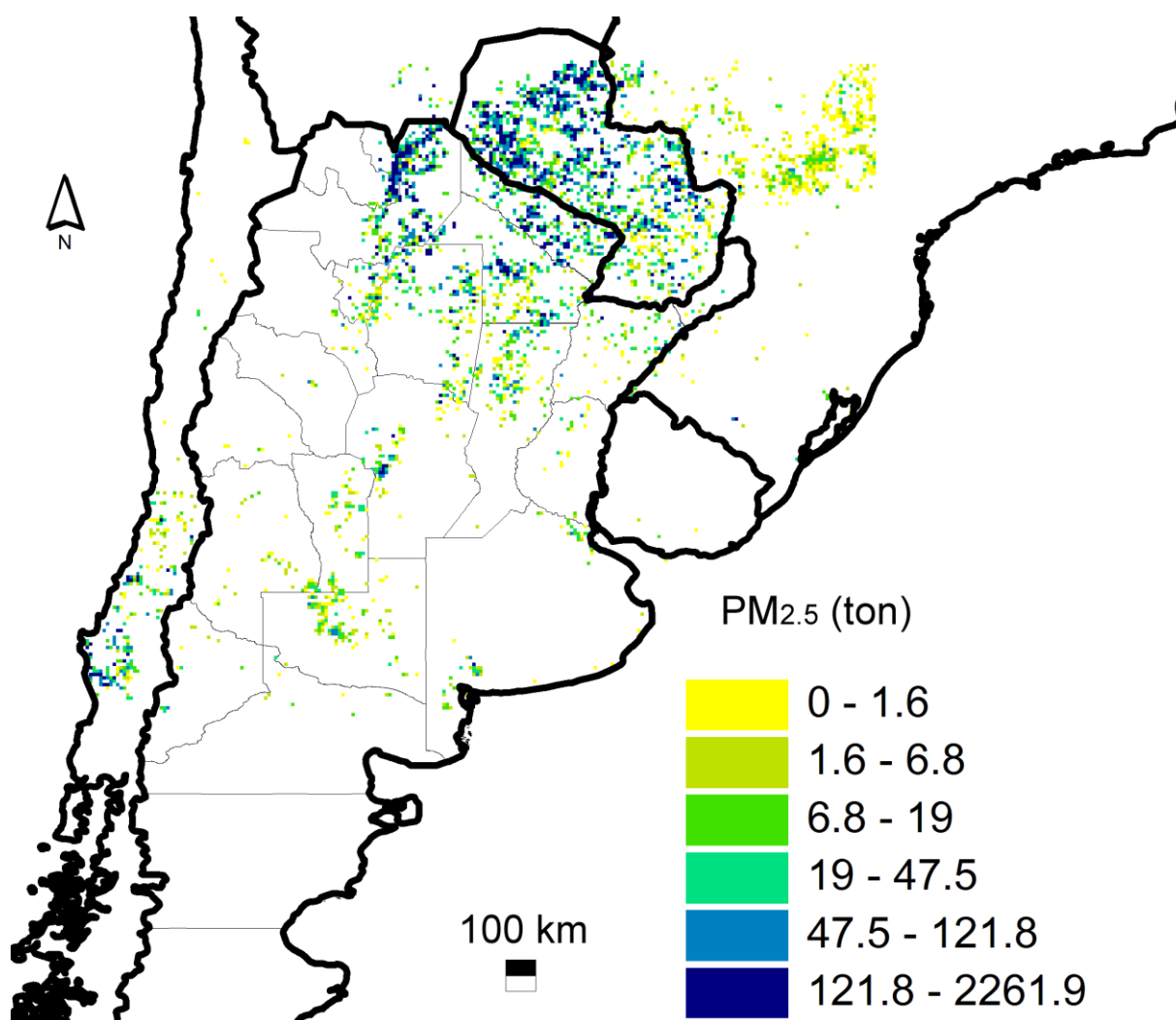
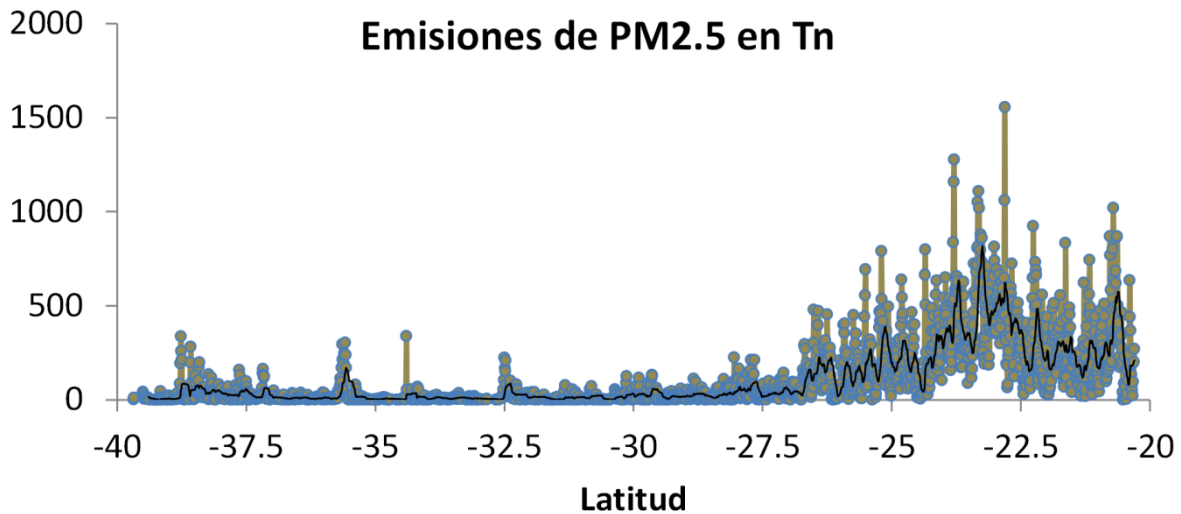


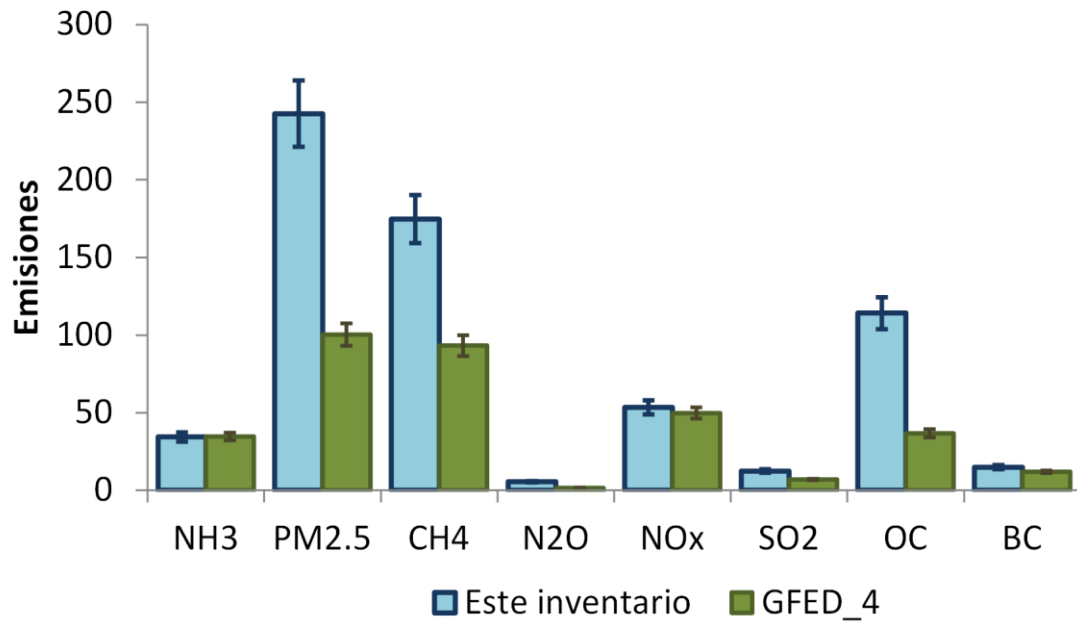
Figura 6. Distribución espacial de las emisiones de  $PM_{2.5}$  por quema de biomasa en el área de estudio.



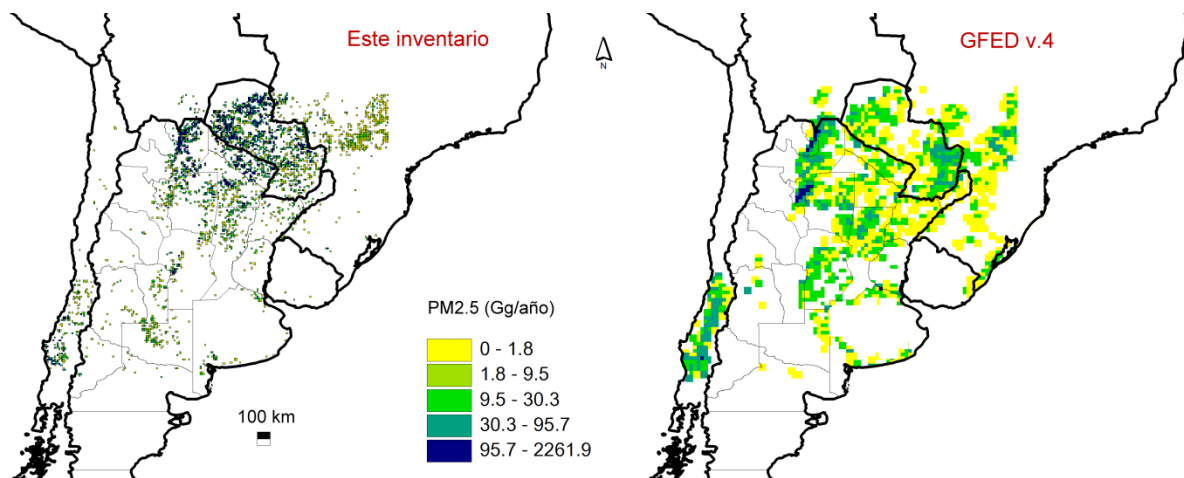
**Figura 7.** Variabilidad de la emisión de partículas por latitud, en el dominio de estudio.

#### 4. CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

La Figura 8 y Figura 9 muestran la comparación de los resultados de este estudio con un inventario similar. Las estimaciones grilladas mensuales de emisiones por quema y área quemada de la Global Fire Emissions Database (GFED v4) son tomadas normalmente como base para estudios de gran escala. Este inventario posee una resolución espacial de 0.25 grados y está disponible desde los años 1997 a 2014 [22]. La principal fuente de información para este inventario es el área quemada, derivada de los mapas de MODIS en resolución de 500 m. La completitud de la quema se calcula con un modelo basado en condiciones meteorológicas. Finalmente, factores de emisión típicos [1] se usan para estimar las emisiones.



**Figura 8** Comparación de las emisiones por quema de biomasa para todo el período de estudio, considerando el inventario de este estudio y uno de referencia (GFED, versión 4).



**Figura 9.** Comparación de la distribución espacial de las emisiones por quema de biomasa para  $PM_{2.5}$ , entre el inventario de este estudio y uno de referencia (GFED, versión 4).

Más allá del uso de diferentes productos satelitales para la detección de fuegos y variaciones en los algoritmos de cálculo, existe una gran correspondencia entre los valores totales emitidos, estimados por ambos inventarios. Asimismo, es esperable que la

metodología empleada en este estudio permita incluir fuegos pequeños y de corta duración, a diferencia del inventario GFED. Por otro lado, los factores de emisión para quema agrícolas se revisaron y actualizaron para este estudio, por lo que las emisiones de ese tipo de actividades son levemente diferentes a las estimadas por el inventario de referencia.

En general las diferencias varía entre un 7% para gases y hasta un 40% en las emisiones relacionadas con material particulado. Evaluando patrones estacionales de diferencias, se observó que durante los períodos de baja actividad de quema (marzo a junio), las diferencias entre este inventario y GFED son mínimas y durante los meses de agosto a noviembre las diferencias pueden alcanzar hasta el 161%.

Una fuente de posibles diferencias sería la estimación de áreas quemadas provistas por MODIS en el caso de GFED, ya que por lo general, representa una estimación conservativa de las zonas realmente afectadas por quema. Si bien ambos inventarios presentan aproximadamente el mismo patrón de distribución espacial, existen variaciones locales importantes. Por ejemplo, en zonas mixtas de matorrales y pastizales en la provincia de La Pampa, norte de la Provincia de Buenos Aires y sur de Entre Ríos y Santa Fe, existen puntos de quema que no son detectados por GFED. Por otro lado, la mejora de la resolución espacial del inventario propuesto presenta ventajas es el uso del mismo para la alimentación de modelos de transporte químico (y modelos acoplados) debido a una estimación más precisa de las fuentes.

Con el objeto de mejorar el inventario por quema en el área de estudio, se necesitan trabajos futuros enfocados en la mejora de factores de emisión específicos, caracterizados específicamente para el tipo de vegetación local. Asimismo, es necesario ampliar para observaciones de fuego en varios años, con el objeto de poder evaluar la capacidad del algoritmo en diferentes condiciones. Por otro lado, para complementar este estudio, sería necesario realizar una validación con modelación inversa, basada en trazadores y tomando episodios de quema conocidos, dentro del área de estudio. Finalmente el agregado de variabilidad temporal más precisa ayudaría a mejorar las predicciones en modelado de calidad de aire.

## 5. REFERENCIAS

- [1] M. O. Andreae and E. Merlet, "Emission of trace gases and aerosols from biomass burning," *Glob. Biogeochem. Cycles*, vol. 15, no. 4, pp. 955–966, (2001).
- [2] S. Marshall, J. A. Taylor, R. J. Oglesby, J. W. Larson, and D. J. Erickson, "Climatic effects of biomass burning," *Environ. Softw.*, vol. 11, no. 1–3, pp. 53–58, (1996).
- [3] P. J. Crutzen and M. O. Andreae, "Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles," *Science (80-. )*, vol. 250, no. 4988, pp. 1669–1678, (1990).

- [4] S. Y. Ryu, B. G. Kwon, Y. J. Kim, H. H. Kim, and K. J. Chun, "Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea," *Atmos. Res.*, vol. 84, no. 4, pp. 362–373, (2007).
- [5] C.-F. Wu, J. Jimenez, C. Claiborn, T. Gould, C. D. Simpson, T. Larson, and L.-J. S. Liu, "Agricultural burning smoke in Eastern Washington: Part II. Exposure assessment," *Atmos. Environ.*, vol. 40, no. 28, pp. 5379–5392, (2006).
- [6] C. R. Estrellan and F. Iino, "Toxic emissions from open burning," *Chemosphere*, vol. 80, no. 3, pp. 193–207, Jun. (2010).
- [7] D. Tian, Y. Hu, Y. Wang, J. W. Boylan, M. Zheng, and A. G. Russell, "Assessment of Biomass Burning Emissions and Their Impacts on Urban and Regional PM<sub>2.5</sub>: A Georgia Case Study," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 43, no. 2, pp. 299–305, (2009).
- [8] K. Tansey, J.-M. Gregoire, D. Stroppiana, A. Sousa, J. Silva, J. M. C. Pereira, L. Boschetti, M. Maggi, P. A. Brivio, R. Fraser, S. Flasse, D. Ershov, E. Binaghi, D. Graetz, and P. Peduzzi, "Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data," *J. Geophys. Res.*, vol. 109, no. D14, p. D14S03, Jun. (2004).
- [9] L. Giglio, "Characterization of the tropical diurnal fire cycle using VIRS and MODIS observations," *Remote Sens. Environ.*, vol. 108, no. 4, pp. 407–421, (2007).
- [10] S. A. Mckeen, G. Wotawa, D. D. Parrish, J. S. Holloway, M. P. Buhr, G. Hu, F. C. Fehsenfeld, and J. F. Meagher, "Ozone production from Canadian wildfires during June and July of 1995," *Transport*, vol. 107, pp. 1–25, (2002).
- [11] a. I. Calvo, C. Alves, a. Castro, V. Pont, a. M. Vicente, and R. Fraile, "Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues," *Atmos. Res.*, vol. 120–121, pp. 1–28, (2013).
- [12] D. M. Mielnicki, P. O. Canziani, and J. Drummond, "Long range transport of biomass burning products over Southern South America: a preliminary assessment of observations," in *8th International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography*, (2006).
- [13] G. R. van der Werf, J. T. Randerson, L. Giglio, G. J. Collatz, P. S. Kasibhatla, and A. F. Arellano Jr., "Interannual variability in global Biomass burning emissions from 1997 to 2004," *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 6, no. 11, pp. 3423–3441, Aug. (2006).
- [14] D. França, K. Longo, B. Rudorff, D. Aguiar, S. Freitas, R. Stockler, and G. Pereira, "Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of S ao Paulo , Brazil," *Atmos. Environ.*, vol. 99, pp. 446–456, 2014.
- [15] G. Pereira, S. R. Freitas, E. C. Moraes, N. J. Ferreira, Y. E. Shimabukuro, V. B. Rao, and K. M. Longo, "Estimating trace gas and aerosol emissions over South America: Relationship between fire radiative energy released and aerosol optical depth observations," *Atmos. Environ.*, vol. 43, no. 40, pp. 6388–6397, (2009).
- [16] Ministerio da Ciencia e Tecnologia, "Segundo inventario brasileiro de emissoes antropicas de gases do efeito estufa," Brasilia, (2010).
- [17] Z. Li, Y. J. Kaufman, C. Ichoku, R. Fraser, A. Trishchenko, L. Giglio, J. Jin, and X. Yu, "A review of AVHRR-based active fire detection algorithms: Principles, limitations, and recommendations," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 20, no. 10, pp. 1947–1985, (1999).

- [18] S. P. Flasse and P. Ceccato, "A contextual algorithm for AVHRR fire detection," *Int. J. Remote Sens.*, vol. 17, no. 2, pp. 419–424, (1996).
- [19] O. Arino, J. Ramos, V. Kalogirou, P. Defoumy, and F. Achard, "GlobCover 2009," in *ESA Living Planet Symposium*, 2010, p. 686, (2009).
- [20] NOAA-NGDC, "Version 4 DMSP-OLS Nighttime Lights Time Series," 2010. [Online]. Available: <http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/downloadV4composites.html>.
- [21] L. Giglio, "MODIS Collection 4 Active Fire Product User's Guide Version 2.3," (2007).
- [22] L. Giglio, J. T. Randerson, and G. R. van der Werf, "Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4)," *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, vol. 118, no. 1, pp. 317–328, (2013).





## COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE PÚBLICO DE PASAJEROS PARA EL GRAN MENDOZA CON DIVERSAS TECNOLOGÍAS

Pulíafo<sup>1,2</sup> S. Enrique y Pilotta<sup>1</sup>, Mauricio

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)  
web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa/>  
Email: [epuliafo@frm.utn.edu.ar](mailto:epuliafo@frm.utn.edu.ar)

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

**Resumen.** *Las normas europeas y las de EE.UU. imponen mayores exigencias a las emisiones permitidas por el transporte público, indicando valores específicos de emisiones por potencia desarrollada en los motores. Sin embargo aun cuando las emisiones sean conformes a las normas, la situación del manejo real será muy variable dependiendo de la situación de carga de cada momento. En este trabajo se muestran las tendencias actuales de post-procesamiento de emisiones para diversos tipos de opciones de transporte público. Se estimaron las emisiones actuales del transporte público de Mendoza y se calcularon las emisiones que se obtendrían para diversos escenarios, con diversas configuraciones de post-tratamiento y tipo de combustibles.*

*Los principales resultados muestran que se podría obtener una importante reducción en los contaminantes emitidos por el escape de más del 90% (para los PM y CO) y 75% para los NOx pasando de una situación actual de Euro III a Euro V. Esto mejorará la calidad del aire en la zona Metropolitana de Mendoza. En cuanto a gases de efecto invernadero, las emisiones de CO<sub>2</sub> dependerán de una mejora en los rendimientos de consumo de combustible de los motores, y respecto de CH<sub>4</sub> dependerá si se usa GNC. Aunque los post procesamientos de GNC reducen notablemente las emisiones de CH<sub>4</sub>, éstas se convierten a CO<sub>2</sub>.*

**Palabras clave:** Transporte Público de Mendoza, GNC, Diesel, Filtros, Emisiones.

### 1. INTRODUCCIÓN

El diagnóstico ambiental sobre la calidad del aire en Mendoza muestra claramente que las emisiones vehiculares representan la fuente más importante de su deterioro. Más aún se espera que estas emisiones aumenten como consecuencia de un aumento del tránsito automotor. Por lo tanto se hace indispensable una nueva planificación del transporte público de manera de ofrecer nuevas opciones al usuario que habitualmente usa su vehículo particular.

Los ómnibus de combustión interna son una de las formas más rentables de transporte masivo y la base del transporte público en el mundo en desarrollo. Los motores diesel han sido la

fuelle de energía tradicional para los autobuses públicos y camiones pesados debido a su durabilidad, robustez, fiabilidad, alta eficiencia de combustible y alto par. Debido a que los autobuses de transporte operan en zonas con tránsito muy congestionado, con paradas y arranques muy seguidos, aceleración y desaceleración continua, aumenta la producción de material particulado (PM) y gases de escape durante períodos de aceleración del vehículo. La exposición a altas concentraciones de contaminantes y su efecto sobre la salud pública han empujado a las autoridades de muchos países a tomar medidas que favorezcan los vehículos de baja emisión y en algunos casos extremos, la prohibición del uso de los autobuses diesel con tecnología desactualizada. Las preocupaciones de la salud, junto con el fortalecimiento constante de las normas de emisiones han llevado a un cambio en las tecnologías para soluciones de tránsito de autobuses, pasando de una flota uniforme de autobuses diesel a una flota combinada de autobuses diesel con tecnologías de reducción de emisiones, autobuses de gas natural, trolleys eléctricos y autobuses híbridos en algunos casos.

Muchas ciudades del mundo se enfrentan periódicamente a su vez a la decisión de la renovación del transporte público y a decidir las características de las unidades a incorporar. Existen numerosos informes técnicos y publicaciones científicas internacionales que comparan el desempeño de distintos tipos de buses, combustibles, modos de operación, con conclusiones diversas dependiendo del objeto específico del estudio realizado.

Desde el punto de vista ambiental, las opciones tecnológicas para el sistema de transporte público se pueden evaluar desde diversos aspectos, los cuales se pueden asociar por a) tipo de vehículo/infraestructura: BRT (Bus Rapid Transit o Metrobus), LRT (Light Rail Transit o Tranvías), Trolley, Bus; b) tamaño del vehículo: simple, articulado, doblemente articulado; c) tipo de combustible: diesel, diesel híbrido, GNC (Gas Natural Comprimido), eléctrico, celdas de hidrógeno; d) tipo de filtro o post-procesamiento: CRT (Trampa Regeneración Continua), DPF (Filtros de partículas para Diesel), DOC (Catalizadores de oxidación Diesel), TWC (Catalizador de triple vía); e) tipo de operación/combustión: estequiométrica o mezcla pobre; f) tipo de emisiones y modos de medición: partículas, gases, GEI, ciclo de vida, emisiones de escapes, ciclos de conducción, on-road; g) cumplimiento a normas vigentes: EEUU (LEV: vehículos de baja emisión; ILEV: vehículos intrínsecamente de baja emisión; ULEV: vehículos de muy baja emisión; ZEV: vehículos de emisión cero); Europa (Euro 3, Euro 4, Euro 5, Euro VI, EEV) y h) tipo de evaluación ambiental: reducción de la calidad del aire, reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y reducción de ruido.

Esta variedad de opciones, que se discutirán brevemente más abajo, hacen compleja la comparación directa entre las alternativas, sin embargo daremos primeramente algunos detalles técnicos explicativos de los elementos más significativos a fin de establecer un marco de comparación.

### 1.1 Tipo de vehículo

**BRT (Bus Rapid Transit o Metro Bus):** según el Centro Tecnológico de Transporte, Tránsito y Seguridad Vial (C3T) de la Universidad Tecnológica Nacional, BRT es un modo de transporte automotor que utiliza buses operando en carriles con derecho de paso exclusivo, con el objetivo de aumentar la velocidad comercial, mejorar la confiabilidad de los tiempos de

operación y el confort del pasajero. Este sistema puede incorporar medidas tecnológicas y de infraestructura tendientes a maximizar la eficiencia de la operación y reducir la resistencia del pasajero a su utilización, como estaciones con plataformas a nivel, aire acondicionado, pago antes del abordaje, utilización de los Sistemas de Transporte Inteligentes (ITS, por sus siglas en inglés) y el desarrollo comunicacional del sistema.

**LRT (*Ligh Rail Transit o Metro ligero*):** Es un sistema de transporte público guiado permanentemente por lo menos por un carril o rieles o vías con una capacidad de transporte inferior a 10.000 pasajeros/hora, operado en el entorno urbano, suburbano y regional con vehículos automotores y operado con o sin segregación de la carretera y el tráfico peatonal. Incluye el tranvía clásico (no segregado) y un metro o subte (completamente segregado).

**Trolley bus:** es un ómnibus eléctrico, alimentado por una catenaria de dos cables superiores desde donde toma la energía eléctrica mediante dos astas. El trolebús no hace uso de vías especiales o rieles en la calzada, por lo que es un sistema más flexible. Cuenta con neumáticos de caucho en vez de ruedas de acero en rieles, como los tranvías. Los trolebuses, al igual que todos los vehículos eléctricos, suelen verse como un medio de transporte más compatible con el medio ambiente que los autobuses de combustión interna, que consumen hidrocarburos y emiten gases. La utilización de energía producida en centrales eléctricas tiene ventajas sobre los motores de explosión: es más eficiente, puede utilizar mayor variedad de combustibles y es más conveniente para el control de la contaminación. El trolebús comparte ventajas con el tranvía y el autobús pero también algunas desventajas: Si el trolebús se separa accidentalmente de la catenaria, se para. Por el mismo motivo, los recorridos posibles se limitan a los tramos con catenarias instaladas. Sin embargo, se puede incorporar una batería o un motor térmico convencional para permitir una mayor versatilidad. Los neumáticos producen más resistencia que las ruedas metálicas sobre los rieles y, por tanto, un mayor gasto de electricidad respecto a un tranvía.

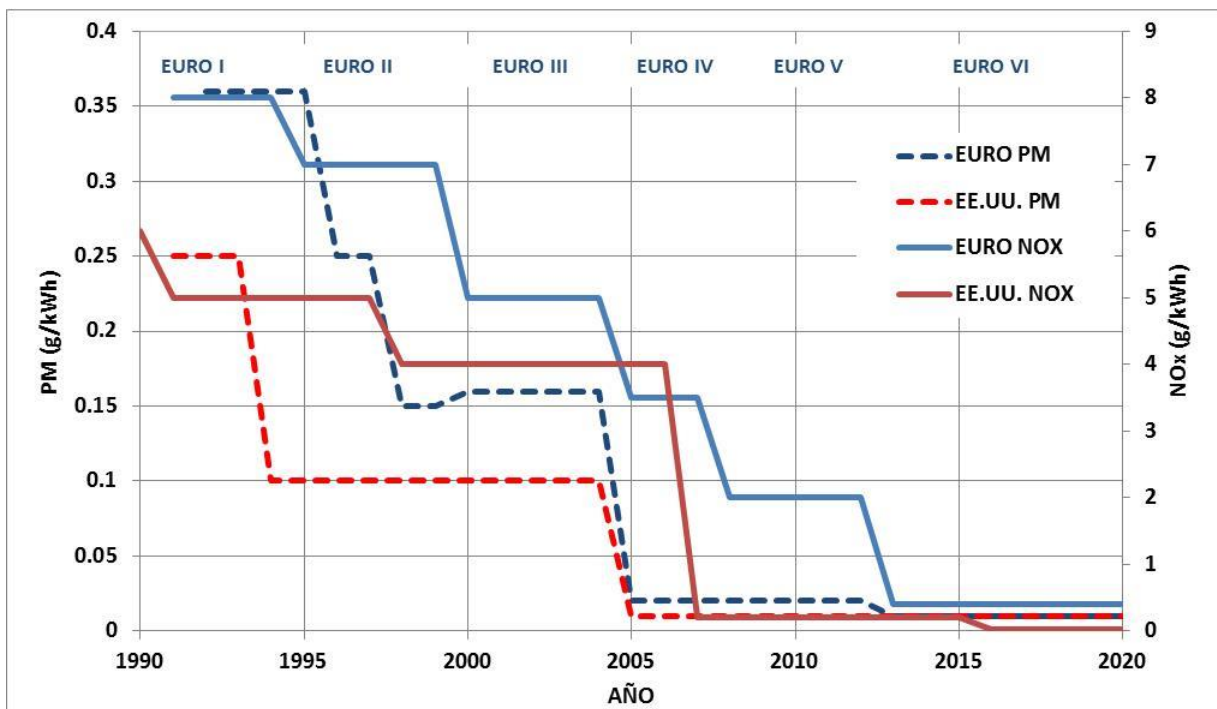
## 1.2 Emisiones específicas

Las emisiones típicas de los combustibles usados en el transporte público afectan la calidad del aire, son generalmente gases de efecto invernadero y varían en peligrosidad y toxicidad. Pueden dividirse en i) Material particulado, variando en tamaño, número, composición; ii) Gases: óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x$ ), azufres ( $\text{SO}_x$ ), compuestos orgánicos volátiles (VOC), metano ( $\text{CH}_4$ ), metales, PAH, entre otros; iii) GEI (gases de efecto invernadero):  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ , otros. A medida que se restringen (y se controlan) las emisiones de los escapes de los vehículos de combustión interna, se fija la atención hacia otros componentes que pueden afectar la salud de la población, entre ellos podemos distinguir las partículas finas ( $\text{PM}_{10}$ ) y ultrafinas ( $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$ ). Su afectación no depende sólo de la masa (o peso total) emitido sino el número de partículas perteneciente a cada grupo de tamaño, es decir interesa la distribución del número de partículas. Por ello, mucho de la discusión entre uso de GNC o diesel se centra en esta distribución, como se discutirá más abajo.

## 1.3 Normas de emisión Europeas y de EE.UU

La Figura 1 indica el estado de las normas de emisión de Europa y Estados Unidos para

vehículos grandes para PM y NO<sub>x</sub>. Para determinar los niveles permitidos se organizan diversos ciclos de prueba dinamométricos. El ciclo de prueba de estado estacionario de 13 modos (ECE-R49) usado para las normas Euro I y Euro II se reemplazó por dos pruebas en Euro III, un ciclo de prueba estacionario (ESC) y un ciclo de prueba transitorio (ETC), que evalúan los hidrocarburos no metánicos (NMHC) en vez de todos los hidrocarburos (HC). Además de la normativa sobre CO, HC, NO<sub>x</sub> y partículas, con Euro III se introdujo la regulación sobre humo y NMHC que se evalúa al utilizar el ciclo de prueba de respuesta bajo carga (ELR). La Tabla muestra las emisiones en g/km establecidas por las Normas EURO para los motores Diesel.



**Figura 1.** Evolución de las normas de emisión para PM (línea punteada) y NO<sub>x</sub> (línea continua) para Europa y Estados Unidos.

#### 1.4 Tipos de filtros disponibles

Las definiciones y principales conceptos sobre la disponibilidad de distintos tipos de filtros y tecnologías de pos—procesamiento de escape de gases y partículas se han resumido principalmente de los informes [1, 2, 3, 4]. Los filtros y procesos de postcombustión pueden agruparse en: i) CRT - Trampa Regeneración Continua; ii) DPF - Filtros de partículas para Diesel; iii) DOC - Catalizadores de oxidación Diesel; iv) TWC – Catalizador de triple vía; v) otros. La Tabla 1 **Tabla 1.** Normas Euro para emisiones específicas en carretera.

muestra las reducciones alcanzables por varios tipos de filtros.

Motores	Válido	CO	HC	NO <sub>x</sub>	HC+NO <sub>x</sub>	PM
Diesel		g/km	g/km	g/km	g/km	g/km
Euro I	Dic-1992	3.16			1.13	0.14
Euro II	Ene-1997	1	0.15	0.55	0.7	0.08
Euro III	Ene-2000	0.64	0.06	0.5	0.56	0.05
Euro IV	Ene-2005	0.5	0.05	0.25	0.3	
Euro V	Set-2009	0.5	0.05	0.18	0.23	0.005
Euro VI	Ago-2014	0.5	0.05	0.08	0.17	0.005

**Tabla 1.** Normas Euro para emisiones específicas en carretera.

Tipo/cont.	MP	CO	HC	Aldehídos	NO <sub>x</sub>
DPF	50-60%	80%	60%	60%	NR
DOC	10-40%	70-95%	70-90%	70-90%	NR
OC	NR	91%	47%	NR	NR
SCR	NR	NR	NR	NR	90-95%
TWC	NR	90-99%	50-90%	80-95%	90-99%
EGR	NR	NR	NR	NR	40-50%

**Tabla 2.** Reducciones alcanzadas usando DPF. NR: No reduce; Fuente: [2]

*i. Filtro CRT (Trampa Regeneración Continua).* El Filtro CRT®<sup>ii</sup> es una tecnología de control de emisiones que contiene un catalizador de platino y un filtro de partículas en una configuración de filtro pasivo de dos etapas catalíticas. El sistema CRT utiliza un filtro de flujo de pared de cerámica para atrapar partículas. El material particulado atrapado se oxida en forma continua por el dióxido de nitrógeno generado en un catalizador de oxidación que se coloca aguas arriba del filtro. El CRT requiere combustible de azufre ultra bajo (<10 ppm de azufre) y una cierta proporción mínima de NO<sub>x</sub> / PM para su correcto funcionamiento. Está diseñado para su uso con motores diesel grandes, en particular camiones pesados y autobuses. El dispositivo se compone de dos cámaras. En la primera cámara de NO se oxida a NO<sub>2</sub> por un catalizador de platino. La segunda cámara utiliza NO<sub>2</sub> para oxidar el material particulado al CO<sub>2</sub>. El catalizador también convierte el CO y HC en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. El filtro CRT es capaz de convertir más de un 90% de materiales en partículas, hidrocarburos y CO al agua y CO<sub>2</sub>. Las reducciones de NO<sub>x</sub> son normalmente hasta un 10%.

*ii. DPF (Filtros de partículas para diesel).* Los vehículos diesel en todo el mundo se han vuelto muy populares debido a su excelente economía de combustibles mayores que en los vehículos de nafteros. Sin embargo, los vehículos diesel tienen un inconveniente, ya que tienen emisiones de NO<sub>x</sub> y de partículas más altas que los vehículos nafteros. Los filtros DPF

<sup>ii</sup> Patente de Johnson Matthey, [http://www.matthey.com/innovation/history/continuously\\_regenerating\\_trap](http://www.matthey.com/innovation/history/continuously_regenerating_trap)

funcionan mediante una combinación de mecanismos de filtración, como la deposición de difusión, el depósito de inercia, o la intercepción del flujo de línea. Las partículas capturadas se eliminan del filtro, de forma continua o periódica, a través de la regeneración térmica. Los filtros diesel son muy eficaces en el control de las emisiones de partículas sólidas, incluyendo tanto la masa como el número de partículas sólidas, pero pueden ser ineficaces en el control de las fracciones líquidas de PM de emisiones.

*iii. Filtros de flujo interior (FTFs).* Los FTF son una tecnología relativamente nueva para reducir las emisiones de material particulado diésel (PM). A diferencia de un DPF -en el que sólo gases pueden pasar a través de los componentes del filtro- el FTF no “atrapa” y acumula físicamente el material particulado. En cambio, los gases de escape fluyen a través de un medio (como una tela metálica) que tiene una alta densidad de canales de flujo interrumpidos, lo que da lugar a condiciones de flujo turbulentas. La eficiencia de filtración de un FTF es menor que la de un DPF, pero es mucho menos probable que el FTF se obstruya en condiciones desfavorables (por ejemplo, altas emisiones de material particulado, temperaturas de escape bajas y situaciones de emergencia). Por consiguiente, el FTF es candidato a ser utilizado en aplicaciones que son inadecuadas para los DPF.

*iv. DOC (Catalizadores de oxidación diesel).* El catalizador de oxidación diesel debe su nombre a su capacidad para promover la oxidación de varios componentes de los gases de escape por oxígeno, que está presente en cantidades abundantes en las emisiones de diésel. Promueven la oxidación química de CO y HC, así como la porción de SOF de las partículas de diesel. También oxidan el dióxido de azufre que está presente en las emisiones de diesel que contienen azufre. La oxidación del SO<sub>2</sub> conduce a la generación de partículas de sulfato y puede aumentar significativamente las emisiones totales de partículas a pesar de la disminución de la fracción de SOF. Modernos catalizadores de oxidación diesel están diseñados para ser selectiva (SCR), es decir, para obtener un compromiso entre suficientemente alta actividad de HC y SOF y aceptablemente baja actividad de SO<sub>2</sub>.

*v. Oxidación Catalítica (OC):* La Oxidación Catalítica se basa en la utilización de catalizadores o agentes (comúnmente son utilizados el platino, el vanadio, manganeso, cobre o níquel), que provocan o aceleran las reacciones químicas que transforman el monóxido de carbono en dióxido de carbono, sin participar directamente ellos mismos, y permiten que las reacciones ocurran a temperaturas mucho más bajas que en otros sistemas, no requieren el consumo de energía y permiten un tiempo de residencia más corto dentro del reactor. El catalizador se aplica a la superficie de un sustrato que comúnmente es un panel monolítico hecho de acero inoxidable o de algún material cerámica.

*vi. Reducción Catalítica Selectiva (SCR).* El proceso de SCR se basa en la reducción química de la molécula de NO<sub>x</sub>, empleando un catalizador a base de platino con sitios activados para incrementar la velocidad de la reacción de reducción. Un agente reductor (reactivo) basado en el nitrógeno tal como el amoníaco o la urea, es inyectado en forma controlada dentro del gas de post-combustión. El reactivo reacciona selectivamente con el gas de combustión NO<sub>x</sub> (óxidos de nitrógeno) dentro de un rango específico de temperatura y en la presencia del catalizador y oxígeno para reducir al NO<sub>x</sub> en nitrógeno molecular (N<sub>2</sub>) y vapor de agua (H<sub>2</sub>O).

*vii. Three-way catalytic converter (TWC)* El convertidor catalítico o catalizador es un

componente del motor de combustión interna que sirve para el control y reducción de los gases nocivos expulsados por el motor de combustión interna. Se emplea tanto en los motores de gasolina (nafteros) o de ciclo Otto como más recientemente en los motores diésel. Los TWC son eficaces cuando el motor funciona dentro de una banda estrecha de relaciones aire-combustible cerca de la estequiométrica, de tal manera que el gas de escape oscila entre mezcla rica (exceso de combustible) y (exceso de oxígeno) mezcla pobre (esta relación lambda es de 14,6 a 14,8 partes de aire por 1 parte de combustible, en peso, de la gasolina). En general, los motores equipados con convertidores catalíticos TWC tienen un sistema de circuito cerrado de inyección de combustible realimentados utilizando uno o más sensores de oxígeno. Sin embargo, la eficiencia de conversión de los TWC cae muy rápidamente cuando el motor funciona fuera de esa banda de relaciones de aire-combustible.

**viii. Recirculación de gases de escape (EGR)** La EGR se utiliza principalmente para reducir las emisiones de  $\text{NO}_x$ . Debido a que la formación de  $\text{NO}_x$  depende mucho de la temperatura, la EGR funciona recirculando entre un 5% y un 10% de los gases de escape que vuelven a la entrada de aire del motor a fin de bajar la temperatura de combustión (varios cientos de grados) y reducir de tal forma esas emisiones. Los sistemas de EGR pueden ser de alta presión o de baja presión. Los sistemas de baja presión puede retro-adaptarse dado que no requieren modificaciones del motor. Los filtros de partículas diésel son parte integrante de todo sistema de baja presión, y aseguran que el material particulado no vuelva a circular en el motor. La EGR puede reducir los  $\text{NO}_x$  en alrededor de un 40 a un 50%.

## 2. EMISIONES COMPARADAS GNC –DIESEL

Existen diversos estudios comparados de emisiones correspondientes a ómnibus de la flota de transporte público de varias ciudades de EE.UU. y Europa [3, 4, 5, 6, 7] que se resumen en la Figura 2. Por ello los datos de esta figura deben tomarse solo en forma referencial. En esta figura se comparan varios tipos de post tratamientos y combustibles. En los estudios de referencia, los vehículos fueron probados bajo condiciones de carga media. Los resultados confirman que las emisiones de PM de ómnibus de GNC son extremadamente bajas, independientemente de la tecnología y el kilometraje. Si bien el uso de mezcla pobre en GNC se alaba como más eficiente que la estequiométrica, la pena de emisión para las emisiones de  $\text{NO}_x$  hace que los motores GNC con mezcla pobre sean poco probables que pasen Euro V y VI. Los GNC con TWC mostraron un buen rendimiento y bajas emisiones (Figura 2). Dos de los principales inconvenientes atribuibles a los motores de gas natural son el mayor consumo de combustible (para un mismo trayecto y carga que los motores diesel) y la emisión de metano no quemado ( $\text{CH}_4$ ). El estado de ralentí (durante el tiempo en los semáforos y durante la carga y descarga de pasajeros) perjudica gravemente el consumo de combustible de los autobuses de GNC, aunque esta brecha se ha reducido gracias a la mejora continua de los sistemas inyección de aire/combustible. Se espera que los motores de GNC para cumplir con los niveles de la norma US2010 (EE.UU.) usen 5% más de combustible que los motores diesel. Debido a su potencial de gas de efecto invernadero, el metano ( $\text{CH}_4$ ) ha sido incluido en Europa en la normativa Euro III (2000). La normativa Euro IV requiere alrededor de 60% de conversión de  $\text{CH}_4$  en los dispositivos de tratamiento posterior, lo que implica el uso de

catalizadores de oxidación (OC).

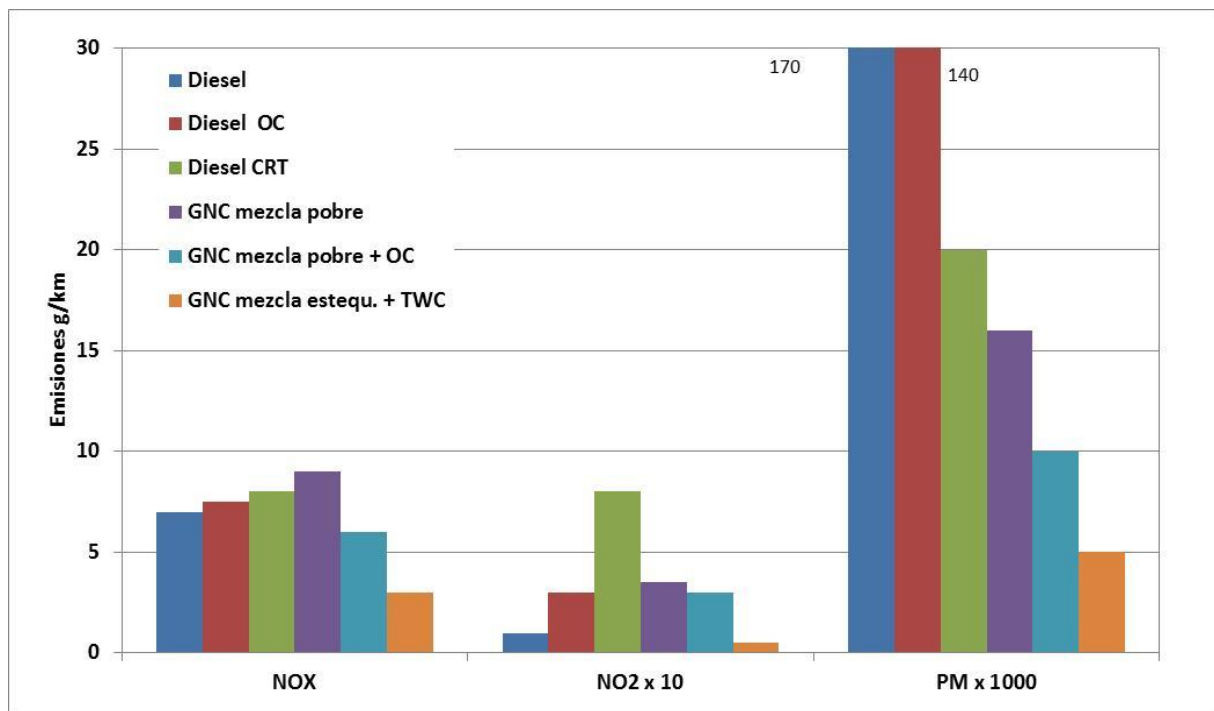


Figura 2. Emisiones promedio medidos en varios estudios en EE.UU y Europa. Fuente: [3,4, 5, 6, 7].

### 3. EMISIONES ACTUALES DEL TRANSPORTE PÚBLICO EN MENDOZA

A continuación se muestran algunos indicadores típicos del transporte público de pasajeros del Gran Mendoza para el año 2015, en su relación con las emisiones producidas.

#### 3.1 Recorridos y pasajeros transportados

El sistema de transporte está organizado en 14 Grupos de servicios conformados por ómnibus con motor Diesel (Grupos 1-11,13), Trolley (Grupo 12) o Tranvía (Grupo 14). La Figura muestra la distribución de la cantidad de pasajeros transportados por Grupo de servicio. La cantidad anual asciende a 182 millones de pasajeros anuales, con un promedio de 500 mil pasajeros diarios superando los 620 mil en días hábiles según datos de la Secretaría de Transporte de Mendoza (STM).

#### 3.2 Cálculo de las emisiones

Las emisiones totales generadas por el sector transporte, pueden determinarse a partir de tres factores principales (ver metodología sugerida en [8, 9,10]):

$$E = N \times F \times L \quad (1)$$

Donde  $E$  (g/unidad de tiempo) es la emisión total para el tiempo considerado,  $N$  es el número de vehículos circulantes en ese periodo o frecuencias de los recorridos,  $F$  es el factor de



emisión promedio para un contaminante determinado en g/km por vehículo y  $L$  es la distancia media recorrida en km por vehículo. Debe notarse que  $F$ , a su vez es una función del tipo y antigüedad del vehículo, tipo de combustible utilizado, velocidad y régimen de marcha entre otras variables. Los factores de emisión usados en este estudio se muestran en la Tabla 2.

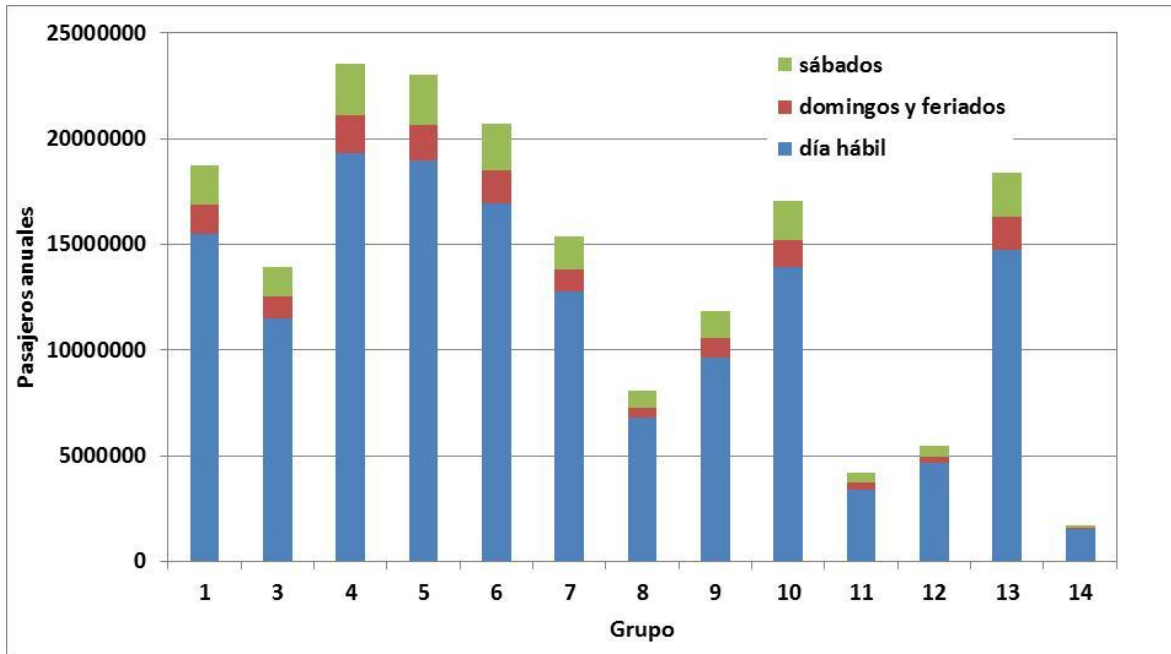


Figura 3. Pasajeros anuales por Grupo. Fuente: Elaboración propia, datos STM.

emisión	NOx	PM	CO	CO2	FE
Bus tipo	g/km	g/km	g/km	g/km	l/km
DIESEL	10-15	0.1-0.3	15-20	1500-1700	0.4-0.6
GNC	6-11	0.01-0.03	3-6	1600-1800	0.4-0.6

Tabla 3. Factores de emisión. (FE Consumo de combustible.). Fuente: Elaboración propia a partir de la Figura.

Con respecto a los vehículos eléctricos se calcularon sus emisiones a partir de un consumo de energía eléctrica por km recorrido (Tabla 4). La generación de esa electricidad se supuso en 70% generada por centrales térmicas y 30% de hidroelectricidad, de acuerdo al balance energético nacional [11]. Por lo tanto las emisiones no se emitirán en las calles, sino localizadas en una central térmica.

Veh Electr	Consumo kWh/km
TROLLEY	3.5
MTM	5

Tabla 4. Consumo específico de electricidad. Fuente: Datos provistos por la STM.

### 3.3 Resultados de los cálculos

La Tabla 5 muestra las emisiones anuales por grupo.

GRUPO	NO <sub>x</sub>		CO		CO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Tn/anuales	Tn/día	Tn/anuales	Tn/día	Tn/anuales	Tn/día	Tn/anuales	Tn/día
1	105.36	0.44	75.40	0.31	10,948.77	45.43	2.07	0.009
3	74.66	0.31	53.43	0.22	7,758.74	32.19	1.46	0.006
4	88.18	0.37	63.11	0.26	9,164.14	38.03	1.73	0.007
5	105.18	0.44	75.28	0.31	10,930.78	45.36	2.06	0.009
6	97.75	0.41	69.96	0.29	10,158.71	42.15	1.92	0.008
7	76.62	0.32	54.83	0.23	7,962.20	33.04	1.50	0.006
8	40.80	0.17	29.20	0.12	4,240.00	17.59	0.80	0.003
9	63.72	0.26	45.61	0.19	6,622.10	27.48	1.25	0.005
10	110.47	0.46	79.06	0.33	11,480.31	47.64	2.17	0.009
11	17.44	0.07	12.48	0.05	1,812.72	7.52	0.34	0.001
12	8.64	0.04	6.15	0.03	897.12	3.73	0.17	0.001
13	95.38	0.40	68.26	0.28	9,911.53	41.13	1.87	0.008
14	2.75	0.01	1.96	0.01	285.56	1.19	0.05	0.000

**Tabla 5.** Emisiones totales Fuente: Elaboración propia, datos STM.

A fin de comparar los rendimientos y comportamiento específico del sistema de transporte público de Mendoza, se calcularon las emisiones por pasajero transportado por cada recorrido, tal como se muestra en la Tabla 6.

Tipo	NO <sub>x</sub>		CO		CO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	g / pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km
Bus-gas oil	4.50	2.07	3.22	1.48	467.47	215.12	0.09	0.04
Trolley	1.57	0.59	1.12	0.42	163.51	61.34	0.03	0.01
MTM	1.63	0.32	1.16	0.23	169.18	33.21	0.03	0.01

**Tabla 6:** Emisiones por pasajero transportado Fuente: Elaboración propia.

Se aprecia claramente que las emisiones específicas son bastante menores para el sistema eléctrico.

### 3.4 Evaluación de algunos escenarios posibles

A fin de sugerir modificaciones al actual sistema de transporte público se supusieron diversos escenarios a partir de las tecnologías discutidas más arriba:

- a. Sistema GNC. Todo el sistema TPM (Transporte Público de Mendoza) (menos los

Grupos 12 y 14) usaría GNC con mezcla pobre (MP) y filtro de oxidación (OC), (lo que equivaldría a una norma Euro IV).

- b. Sistema GNC. Todo el sistema TPM (Transporte Público de Mendoza) (menos los Grupos 12 y 14) usaría GNC con mezcla estequiométrica (ME), con catalizador triple vía (TWC) y filtro de oxidación (OC) (lo que equivaldría a una norma Euro V).
- c. Sistema Diesel. Todo el sistema TPM (Transporte Público de Mendoza) (menos los Grupos 12 y 14) usaría Diésel con CRT - Trampa Regeneración Continua y DPF - Filtros de partículas para Diesel y combustible de bajo nivel de sulfuro.

ID	TECNOLOGÍA	NOx		CO		CO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
		Tn/a	Tn/día	Tn/a	Tn/día	Tn/a	Tn/día	Tn/a	Tn/día
A	DIESEL (actual)	1073.21	2.94	768.04	2.10	111528.92	305.56	21.043	0.058
B	GNC + MP +OC	640.88	1.75	408.70	1.12	81299.65	222.73	0.641	0.002
C	GNC + ME + TWC + OC	186.89	0.51	23.66	0.06	98372.57	269.51	0.374	0.001
D	DIESEL + CRT + DPF	983.20	2.69	14.66	0.04	105296.97	288.48	1.405	0.004
1	B-A (%)	60%	60%	53%	53%	73%	73%	3%	3%
2	C-A (%)	17%	17%	3%	3%	88%	88%	2%	2%
3	D-A (%)	92%	91%	2%	2%	94%	94%	7%	7%

**Tabla 7.** Emisiones totales para varios escenarios. Fuente: Elaboración propia.

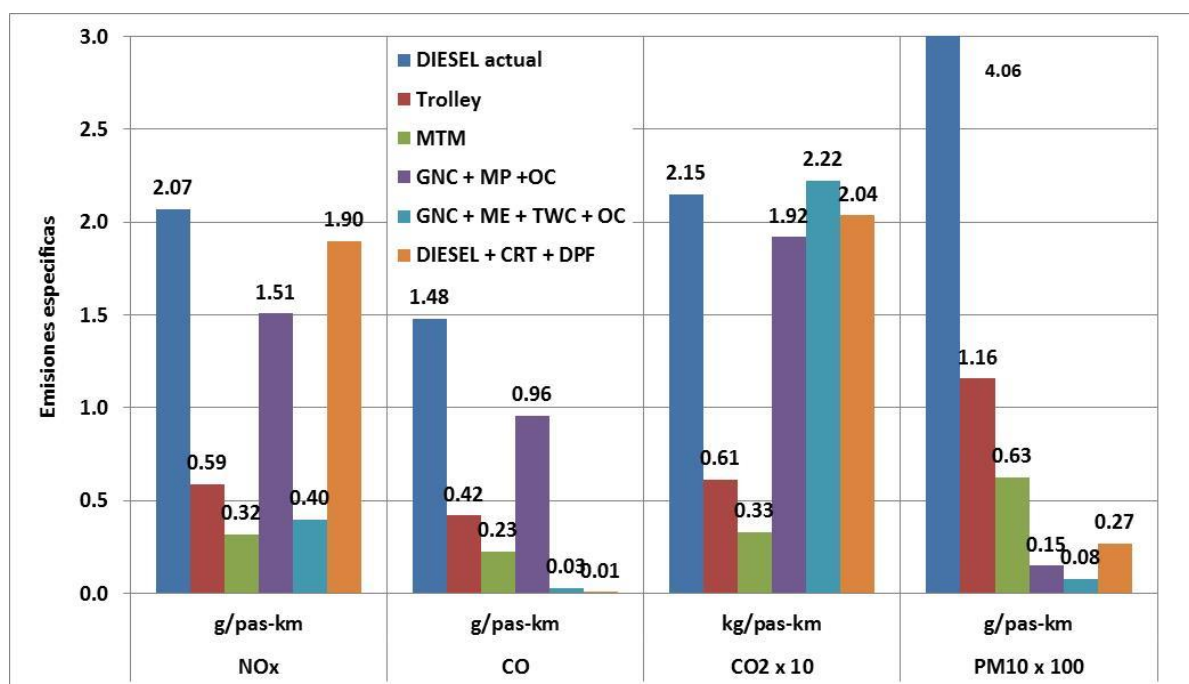
	NOx		CO		CO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	g / pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km	g/pas	g/pas-km
DIESEL	4.50	2.07	3.22	1.48	467.47	215.12	0.088	0.041
trolley	1.57	0.59	1.12	0.42	163.51	61.34	0.031	0.012
MTM	1.63	0.32	1.16	0.23	169.18	33.21	0.032	0.006
GNC + MP +OC	3.30	1.51	2.10	0.96	420.42	191.92	0.003	0.002
GNC + ME + TWC + OC	0.94	0.40	0.08	0.03	527.07	222.23	0.002	0.001
DIESEL + CRT + DPF	4.14	1.90	0.02	0.01	443.25	203.58	0.006	0.003

**Tabla 8.** Emisiones por pasajero transportado para varias tecnologías. Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 8 muestra las emisiones totales para varias tecnologías y escenarios, la Tabla 9 compara las emisiones por pasajero transportado para los escenarios sugeridos y la Tabla 10 indica los factores de emisión usados para simular los datos de las tablas anteriores.

	NOX	CO	PM	CO <sub>2</sub>
DIESEL	15.3	10.95	0.300	1590
GNC + MP +OC	11	7	0.011	1400
GNC + ME + TWC + OC	2.5	0.2	0.005	1400
DIESEL + CRT + DPF	14	0.07	0.020	1500
trolley	3	kWh / km	70% Gas-oil	30 % Hidro.
MTM	5.2	kW/h km	70% Gas-oil	30 % Hidro.

**Tabla 9.** Factores de emisión usados en los escenarios propuestos. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Tabla 10 y Figura 7.



**Figura 4.** Emisiones específicas por pasajero kilómetro transportado. Fuente: Elaboración propia, datos STM.

La Figura 4 muestra un gráfico comparativo de las emisiones específicas (g/pas-km o kg/pas-km para CO<sub>2</sub>) esperadas para cada tipo de tecnología (los valores corresponden a la Tabla 8 usando los factores de emisión de la Tabla 9). Nótese que los valores usados han sido tomados de varios estudios realizados en otros países y no corresponde a mediciones realizadas en Mendoza, con lo cual los resultados deben evaluarse desde un punto de vista cualitativo y referencial.

Se puede observar que las alternativas GNC+MP+OC y DIESEL+CRT+DPF dan valores similares, salvo para los NOx, y compiten con el sistema eléctrico (Trolley o MTM). Con lo cual la incorporación de las Normas Euro V deberían reducir notablemente las emisiones generales.

La Figura 5 muestra una comparación de las emisiones totales que se obtendrían en todos los

escenarios. En la parte inferior de la Tabla se incluyen las variaciones porcentuales respecto de la situación actual (marcada con la letra A). Puede observarse una importante reducción de material particulado respecto de la situación actual. Igualmente para monóxido de carbono las opciones GNC+ME+TWC+OC y DIESEL+CRT+DPF (Euro V) también se ven notablemente favorecidas. En cuanto a los NO<sub>x</sub>, éste es dependiente del sistema de post-procesamiento tal como se explicaba en las secciones precedentes. Respecto del dióxido de carbono, las opciones no producen mayores ventajas, ya que es dependiente de la eficiencia de combustible (en este caso hemos supuesto una eficiencia similar de 0.5 l/km). Los distintos sistemas de post-procesamiento reducen las emisiones de CO, PM y NO<sub>x</sub> a costa de emitir CO<sub>2</sub>. Sin embargo se espera que los nuevos sistemas tecnológicos produzcan una sensible reducción del combustible. En ese caso las emisiones de CO<sub>2</sub> serán reducidas proporcionalmente.

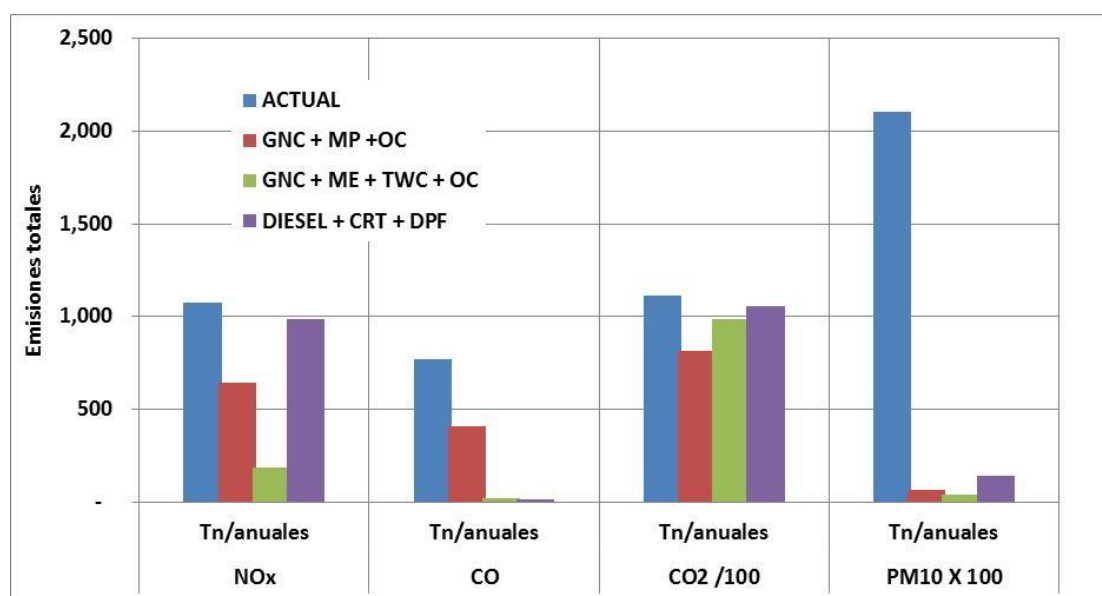


Figura 5. Emisiones específicas por pasajero kilómetro transportado. Fuente: Elaboración propia, datos STM.

## CONCLUSIONES

Las normas europeas y las de EE.UU. indican los valores específicos de emisiones por potencia desarrollada en los motores, a los que los fabricantes deben sujetarse para su permiso de producción. Sin embargo aun cuando las emisiones sean conformes a las normas, la situación del manejo real será muy variable dependiendo de la situación de carga de cada momento, cantidad de pasajeros, frecuencia de parada, tipo de combustible, pendiente, estado de mantenimiento del vehículo y sobre todo su velocidad y aceleración. Estas diversas situaciones de carga entregan emisiones variables aún para el mismo recorrido y ciudad. A partir de la revisión de los informes producidos por otras universidades e institutos técnicos establecimos algunos valores más probables de emisiones específicas en g/km recorrido y se calcularon las emisiones que se obtendrían para diversos escenarios, el actual y otros con diversas configuraciones de post-tratamiento.

Los principales resultados muestran que se podría obtener una importante reducción en los contaminantes emitidos por el escape de más del 90% (para los PM y CO) y 75% para los NOx pasando de una situación actual de Euro III a Euro V.

Esto mejorará la calidad del aire en la zona Metropolitana de Mendoza. En cuanto a gases de efecto invernadero, las emisiones de CO<sub>2</sub> dependerán de una mejora en los rendimientos de consumo de combustible de los motores, y respecto de CH<sub>4</sub> dependerá si se usa GNC. Aunque los post procesamiento de GNC reducen notablemente las emisiones de CH<sub>4</sub> convirtiéndolas a CO<sub>2</sub>.

## REFERENCIAS

- [1] Tecnologías de control de emisiones para combustibles diésel UNEP. [http://www.unep.org/tnt-unep/toolkit\\_esp/Actions/Tool11/Facts.html](http://www.unep.org/tnt-unep/toolkit_esp/Actions/Tool11/Facts.html) (2015).
- [2] Filtros Diesel <http://www.filtrosdiesel.cl/oxidacion-catalitica-diesel-doc>
- [3] Posadas, F. “CNG Bus Emissions Roadmap: from Euro III to Euro VI”, *International Council on Clean Transportation (ICCT)*, [www.theicct.org](http://www.theicct.org). (2000).
- [4] Nylund N., Erkkil K., Lappi M., Ikonen M., “Transit Bus Emission Study: Comparison of Emissions from Diesel and Natural Gas Buses - The Evaluation of Exhaust Emissions Performance of City Buses Using Transient Heavy-Duty Chassis Dynamometer EURO”, *VTT Research report*, (2004).
- [5] Einewall P., Tunestal P., Johansson B., “Lean-burn Natural Gas Operation versus Stoichiometric Operation with EGR and a Three-Way Catalyst”, *SAE Paper 2005-01-0250*. (2005).
- [6] Clark N.N., Gautam M., Rapp B. L., Lyons D. W., Grabosky M. S., McCormick R. L., Alleman T. L., Norton P. “Diesel and CNG transit bus emissions characterization by two chassis dynamometer laboratories: Results and issues.” *SAE Paper 1999-01-1469*, 1999. (1999).
- [7] Ayala A., Kado N., Okamoto R., Holmen B., Kuzmicky P. A., Kobayashi R., Stiglitz K. “Diesel and CNG heavy-duty transit bus emissions over multiple driving schedules: Regulated pollutants and project overview”. *SAE Paper 2002-01-1722*. 2002. (2002).
- [8] IPCC, “Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories” <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>(2006)
- [9] Puliafito, S.E., Castro, F., Allende, D. and Castesana, P. “Mitigation of road transport carbon emissions in Argentina”, *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 56, Nos. 1/2/3/4, pp.129–152; (2014).
- [10] Puliafito, S.E., Allende, D., Pinto, S., Castesana, P. “High resolution inventory of GHG emissions of the road transport sector in Argentina, *Atmospheric Environment* 101, 303-311, (2015).
- [11] Ministerio de Economía. “Balance Energético Nacional”, Secretaría de Energía de la Nación. (2015).
- [12] EMEP “Emissions Used in EMEP Models. Centre on Emission Inventories and Projections.” <http://www.ceip.at/emission-data-webdab/emissions-used-inemep-models>. (2010).

## ESTUDIO DE IMPACTO ACÚSTICO EN LOS ALREDEDORES DE UNA PLANTA INDUSTRIAL DE BAHÍA BLANCA

Cortínez, Víctor H.<sup>1,2</sup>; Sequeira, Martín E.<sup>1,2</sup> y Azzurro, Adrián P.<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada  
Universidad Tecnológica Nacional  
Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461, B8000LMI, Bahía Blanca, Bs. As., Argentina.  
e-mails: vcortine@frbb.utn.edu.ar, martins@frbb.utn.edu.ar, azzurro@frbb.utn.edu.ar

2: CONICET

**Resumen.** *Se presenta la descripción de un estudio de impacto acústico ambiental en la zona urbana aledaña a una planta perteneciente al polo industrial de Bahía Blanca, debido a la ampliación de su capacidad productiva. Las obras de ampliación involucran la incorporación de una turbina de gas. El objetivo ha sido la predicción del campo acústico generado por el nuevo equipo a instalar, así como a la evaluación de la posible molestia sobre la comunidad. A partir de esto se pudo analizar el impacto y recomendar adecuadas medidas de mitigación.*

**Palabras clave:** Impacto acústico, Ruido industrial, Propagación sonora

### 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo describe un estudio de impacto acústico ambiental en la zona urbana aledaña al complejo industrial multi-fuente de una importante empresa de fertilizantes (PROFERTIL) instalada en el puerto de Ingeniero White de la ciudad de Bahía Blanca.

Tal empresa ha previsto la ampliación de su capacidad productiva que involucra la instalación de nuevo equipamiento caracterizado por una turbina de gas. Se prevé que la planta repotenciada podría funcionar a pleno en el segundo semestre del año 2015.

El objetivo del estudio se orientó a la predicción del campo acústico que será generado en la zona urbana cercana al complejo industrial debida a la instalación del nuevo equipamiento a efectos de evaluar la presunta molestia sobre la comunidad.

Para ello, se consideró necesario en primer lugar estudiar los antecedentes de generación de ruido en la zona a los efectos de evaluar las principales fuentes de ruido ajenas a la empresa bajo estudio y poder así estimar el ruido de fondo [1,2]. Luego se procedió a identificar,

mediante mediciones acústicas, las principales fuentes de ruido pertenecientes al complejo industrial multi-fuente analizado. Se desarrolló posteriormente un modelo matemático para la descripción de la propagación sonora actual en el sector urbano aledaño al complejo industrial. Dicho modelo fue alimentado con los valores de los niveles de potencia y ruido de fondo previamente determinados. Se verificó la precisión del modelo mediante la comparación entre valores teóricos y medidos en forma directa de niveles de presión sonora en diversas localizaciones dentro del sector urbano.

Posteriormente, con el modelo matemático se realiza el estudio de impacto acústico generado por los niveles de potencia sonora (estimados en forma preliminar) del nuevo equipamiento comparando escenarios que consideran distintos tipos de protecciones acústicas como así también condiciones de viento. Finalmente, fue posible evaluar la molestia mediante la aplicación de la normativa vigente y efectuar recomendaciones técnicas.

## **2. ANTECEDENTES DE GENERACIÓN DE RUIDO EN LA ZONA. ESTIMACIÓN DEL RUIDO DE FONDO**

La zona involucrada está localizada en Ing. White y se corresponde con un área residencial aledaña al polo Petroquímico de Bahía Blanca. Estas dos zonas (industrial y urbana lindera), presentan diferencias sustanciales a partir del uso de la tierra y de los niveles de ruido permitidos desde el punto de vista de la aplicación de la legislación vigente sobre ruidos molestos [3]. Esto genera un problema ocupacional importante debido principalmente a que no existe una franja de transición apropiada, que permita una adecuada atenuación de los niveles sonoros generados por la actividad industrial. La zona industrial (Polo Petroquímico) está conformada por una serie de plantas multi-fuente de proceso continuo. En la Figura 1 se muestran las zonas mencionadas, donde se observa la planta analizada (PROFERTIL) demarcada en la parte inferior.

A partir de mediciones en diversos puntos receptores distribuidos en la zona, con la ayuda de un modelo matemático y adoptando lineamientos presentados en la norma ISO 8297 [4], se estimaron (al menos de manera aproximada) las potencias sonoras de las principales industrias [1,2]. Considerando estos datos y utilizando un modelo simplificado de predicción, basado en la normativa ISO 9613-2 [5], fue posible establecer las fuentes sonoras (industrias) más influyentes en la zona aledaña a la planta bajo estudio, excluyendo a la misma. De esta manera se caracterizó el ruido de fondo ( $L_f$ ) para el presente estudio de impacto acústico.

En consecuencia, los valores de los niveles de potencias acústicas de todas las industrias se utilizaron para alimentar el modelo matemático que se describe más adelante.





**Figura 1.** Delimitación de la zona urbana e industrial. La planta PROFERTIL y su área de influencia se encuentra demarcada en la parte inferior.

### 3. IDENTIFICACIÓN DE LA POTENCIA SONORA ACTUAL DEL COMPLEJO INDUSTRIAL

A efectos de identificar las potencias sonoras de las fuentes pertenecientes a la planta analizada, se ha efectuado un programa de mediciones directas de niveles acústicos en cercanías de las fuentes en cuestión. A partir de tales valores, y aplicando formulaciones matemáticas adecuadas, se han determinado los niveles de potencia sonora. Esencialmente el enfoque consistió en establecer que potencias sonoras deberían tener las fuentes de la planta, para que en determinados puntos se obtengan los valores de niveles sonoros registrados por medición directa.

Para ello se han realizado una serie de mediciones en 51 puntos interiores (numerados desde el 0 al 50) que rodean a la planta. Adicionalmente se han realizado mediciones en 5 puntos exteriores linderos numerados desde el 51 al 55. Tales puntos se muestran en la foto satelital de la Figura 2. Todas las mediciones se han realizado con una Estación de monitoreo ambiental SVANTEK SV 212.

Los resultados fueron expresados utilizando indicadores acústicos apropiados siguiendo las condiciones descritas en la normas ISO 1996-2 [6]. En particular, se utilizó el nivel sonoro continuo equivalente lineal ( $L_{eq}$ ) y con ponderación A ( $L_{eqA}$ ). Los valores de  $L_{eq}$  se expresan para diferentes bandas de octava. En la Figura 3 se muestran los valores de  $L_{eqA}$  mediante un gráfico de barras en los puntos de medición interiores. Si bien la planta bajo estudio es un sistema multi-fuente, a los efectos de analizar el campo acústico lejano (en el

exterior de la planta) es apropiado considerar el conjunto de fuentes, como una sola equivalente con propiedades de directividad adecuadas. En consecuencia, siguiendo tal criterio, se supuso que la fuente puntual equivalente de la planta se ubica aproximadamente en el centro geométrico del predio, señalado con el círculo 1, en la Figura 2.

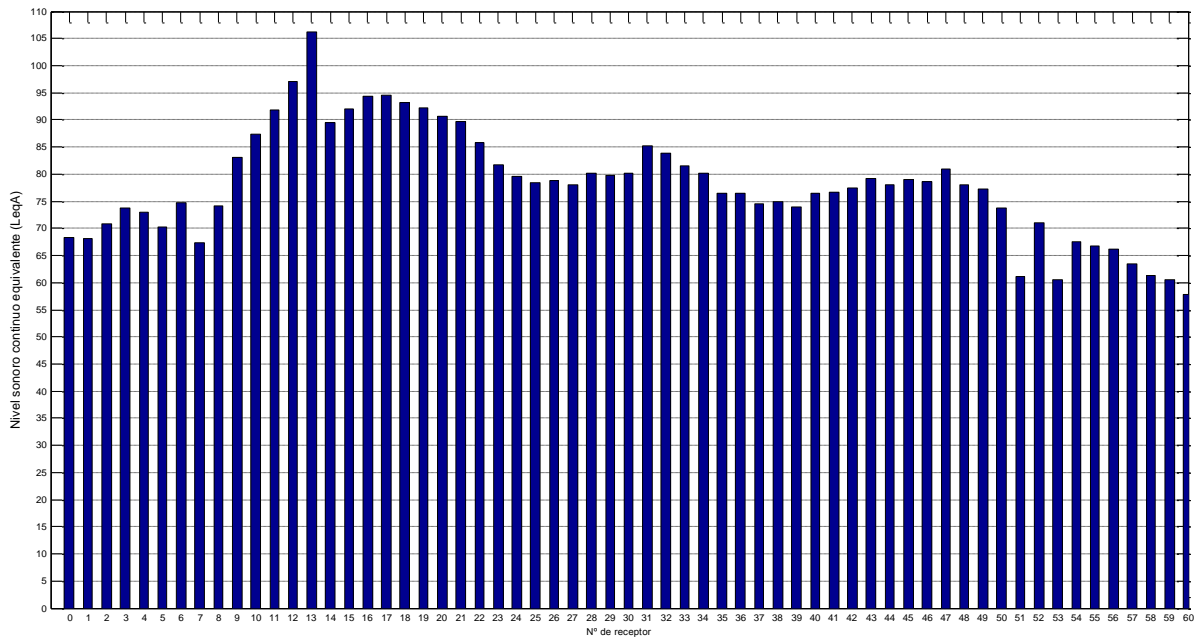


**Figura 2.** Layout del complejo industrial analizado con puntos de medición interiores y exteriores.

Para determinar entonces su nivel de potencia acústica y sus propiedades de directividad, se utiliza un modelo matemático que permite relacionar tales valores con las mediciones efectuadas en los puntos 1 a 50. De esta manera, se obtiene la suficiente cantidad de ecuaciones para determinar tales magnitudes. El procedimiento sigue los lineamientos de la norma ISO 8297 [4].

De esta manera, se obtienen los niveles de potencia sonora  $L_w$  de la fuente puntual equivalente expresados en bandas de octava (y el correspondiente valor global con ponderación A,  $L_{wA}$ ). Tales resultados se muestran en la Tabla 1. En la Figura 4 se muestra, a manera de ejemplo, el diagrama de directividad de la fuente puntual equivalente correspondiente a la banda de 1000 Hz.

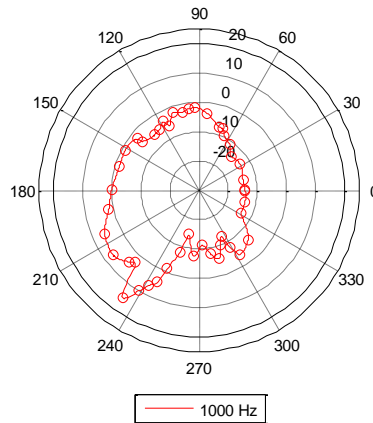
Con tales valores puede entonces alimentarse el modelo matemático que se describe en la siguiente sección y que permite obtener el campo acústico generado en cualquier posición exterior y, eventualmente, componer su contribución con el de fuentes adicionales.



**Figura 3.** Nivel sonoro continuo equivalente ponderado LeqA en cada punto de medición interior.

Nivel de potencia sonora Lw (dB) por banda de octava								LwA global (dBA)
63 Hz	125 Hz	250 Hz	500 Hz	1000 Hz	2000 Hz	4000 Hz	8000 Hz	
132.56	129.44	127.44	127.26	130.77	134.56	134.68	135.09	139.53

**Tabla 1.** Nivel de potencia sonora Lw por bandas de octava y total LwA del complejo industrial analizado.



**Figura 4.** Diagrama de directividad de la fuente puntual equivalente para 1000 Hz.

#### 4. MODELO MATEMÁTICO PARA LA CARACTERIZACIÓN ACÚSTICA DE LA ZONA URBANA ALEDAÑA AL COMPLEJO INDUSTRIAL

Se formuló un modelo simplificado de predicción sonora, basado en la normativa ISO 9613-2 [5], considerando únicamente los efectos de divergencia esférica y atenuación debido a la absorción del suelo y del aire en el camino de propagación. Dicho modelo se utilizó para estimar los niveles sonoros en los puntos receptores exteriores 51 a 55 (ver Figura 2).

Es importante aclarar que debido a la atenuación que puede ocurrir por el efecto de dispersión sonora originado por los distintos equipos dentro de la planta industrial (cañerías, estructuras metálicas, cabinas, etc.), se considera una atenuación adicional ( $A_{\text{sitio}}$ ) en el camino de propagación desde la fuente puntual equivalente correspondiente al complejo industrial hacia los receptores 54 y 55. Esta atenuación sólo se aplica en el camino de propagación hacia los receptores mencionados ya que no existen obstáculos importantes en el camino de propagación entre la fuente industrial y los receptores restantes (puntos 51, 52 y 53). Asimismo, y dado que el terreno no presenta grandes desniveles, se consideró todo el sector como plano. El modelo de propagación sonora se implementó utilizando el software MATLAB.

En consecuencia, el nivel de presión sonora continuo equivalente  $Leq_f$  en la posición del receptor y para la frecuencia dada  $f$ , queda expresado de la siguiente manera:

$$Leq_f = Lw_f + Dc_f - A_f \quad (1)$$

donde  $Lw_f$  es el nivel de potencia sonora,  $Dc_f$  es el factor de corrección por directividad y  $A_f$  es la atenuación debida a la propagación desde la fuente sonora al receptor. En el caso analizado, el factor  $Dc_f$  se determinó, para cada banda de octava, para la fuente puntual equivalente correspondiente al complejo industrial. Todos los términos citados están expresados en dB.

El término  $A_f$  corresponde a la contribución de distintas atenuaciones, las cuales se enuncian a continuación:

$$A_{\text{aire}} = \alpha d / 1000 \quad (2)$$

$$A_{\text{suelo}} = A_s + A_m + A_r \quad (3)$$

$$A_{\text{div}} = 20 \log \left( \frac{d}{d_0} \right) + 11 \quad (4)$$

$$A_{\text{sitio}} = \alpha_{\text{sitio}} d_s \quad (5)$$

$A_{\text{aire}}$ : es la atenuación resultante de la absorción del aire durante la propagación a través de la distancia  $d$  entre la fuente y el receptor, y  $\alpha$  es el coeficiente de atenuación atmosférica para cada banda de octava.



$A_{\text{suelo}}$ : es la atenuación debida al efecto del suelo por banda de octava, siendo  $A_s$ ,  $A_m$  y  $A_r$  las componentes de atenuación en la región cercana a la fuente, entre la fuente y el receptor y cercana al receptor, respectivamente (ver ISO 9613-2).

$A_{\text{div}}$ : es la atenuación por divergencia esférica, siendo  $d_0$  la distancia de referencia.

$A_{\text{sitio}}$ : es la atenuación debida al efecto de dispersión sonora originado por los distintos equipos dentro de la planta industrial, siendo  $\alpha_{\text{sitio}}$  el coeficiente de atenuación, por banda de octava, de los distintos equipos industriales a lo largo del camino de propagación  $d_s$  que atraviesa el complejo industrial.

El nivel sonoro continuo equivalente  $Leq$  global en cada punto receptor se obtiene a partir de considerar las contribuciones del promedio temporal cuadrático de las presiones sonoras calculadas de acuerdo con la ecuación (1) para cada fuente sonora y para cada banda de octava. En este caso, se contempla como fuente sonora al complejo industrial (caracterizado mediante el nivel de potencia presentado en la Tabla 3). En consecuencia la correspondiente expresión queda establecida como:

$$Leq = 10 \log \sum_{j=1}^2 \left[ \sum_{bf=1}^8 10^{(Leq_{j,bf}/10)} \right] - A_{Cmet} \quad (6)$$

donde  $bf$  es el índice que indica las ocho bandas de octava estandarizadas consideradas. La ecuación precedente incluye el término de corrección por efectos del viento  $A_{Cmet}$ . Dicho término se calcula a partir de lo establecido en la norma CONCAWE [7].

## 5. VERIFICACIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO. MAPA ACÚSTICO PARA LA SITUACIÓN ACTUAL

El modelo de propagación sonora desarrollado debe ser verificado. Para ello se efectuaron mediciones adicionales de los niveles sonoros en los puntos 51 a 55 localizados en las inmediaciones del complejo industrial (ver Figura 2). Es importante mencionar que los valores registrados se han obtenido filtrando el ruido generado por pasaje de vehículos. Dichos niveles se muestran en la Tabla 2.

Punto de medición	Leq (dB) por banda de octava								LeqA global (dBA)
	63 Hz	125 Hz	250 Hz	500 Hz	1000 Hz	2000 Hz	4000 Hz	8000 Hz	
51	68.67	65.21	62.51	56.85	53.76	49.84	41.01	43.58	59.56
52	73.49	68.34	65.07	60.81	59.77	56.67	50.99	49.19	60.14
53	67.83	63.12	61.73	57.86	56.77	53.30	45.85	45.09	58.50
54	73.04	67.40	64.37	61.90	60.77	58.49	50.89	46.51	61.26
55	72.55	66.19	65.59	61.70	59.96	58.31	52.32	46.55	61.52

**Tabla 2.** Niveles sonoros medidos en los puntos exteriores.

Para verificar la precisión del modelo computacional descrito en la sección anterior, se efectuó una comparación entre los valores de los niveles sonoros medidos y simulados en los

puntos 51 a 55. Tales valores se muestran en la Tabla 3.

Debe observarse que la diferencia media es del orden de 1 dBA con un valor máximo de 2 dBA. En consecuencia, el modelo matemático resulta suficientemente preciso desde el punto de vista práctico.

Punto de medición	Situación actual			
	LeqA medido (dBA)	Ruido de fondo Lf simulado (dBA) (ver sección 2)	LeqA simulado (dBA)	Diferencia (LeqA medido – LeqA simulado)
51	59.6	54	59.6	0.1
52	60.1	51	58.0	-2.1
53	58.5	49	58.6	0.1
54	61.3	45	62.7	1.5
55	61.5	41	62.6	1.0

**Tabla 3.** Comparación entre los niveles sonoros medidos y simulados en ausencia de viento para la situación actual.

Con dicho modelo se confeccionó el mapa acústico para la condición actual sin presencia del efecto del viento. Esto se muestra en la Figura 5. Debe observarse que no se muestran los valores dentro del predio del complejo industrial puesto que el modelo de fuente puntual equivalente produce valores de precisión en el exterior al predio (campo lejano).

El efecto de viento se exhibe, sobre los receptores puntuales, en la Tabla 4. Se compara la situación sin viento con la condición más adversa. Esta condición ficticia considera la dirección del viento predominante desde cada una de las fuentes hacia cada receptor [7]. Se puede apreciar que es esperable un aumento del orden de 2 a 3 dBA.



**Figura 5.** Mapa acústico para la situación actual (en ausencia de viento).

Punto de medición	Situación actual	
	LeqA simulado (dBA) Sin viento	LeqA simulado (dBA) Con viento
51	59.6	61.6
52	58.0	60.1
53	58.6	60.9
54	62.7	65.2
55	62.6	65.1

**Tabla 4.** Comparación entre los niveles sonoros medidos y simulados sin y con viento para la situación actual.

## 6. MAPAS ACÚSTICOS PARA LAS CONDICIONES FUTURAS

A efectos de estimar el campo acústico contemplando el nuevo equipamiento (turbina de gas), se solicitó información a la empresa acerca de la localización del mismo, su nivel de potencia sonora y las características acústicas de la protección. El lugar de instalación se muestra en la Figura 2 mediante un círculo con el número 2.

Se consideraron tres escenarios posibles:

- Situación futura 1: turbina de gas sin protección acústica.
- Situación futura 2: turbina de gas con protección acústica.
- Situación futura 3: turbina de gas con protección acústica y dentro de un recinto.

Las potencias sonoras correspondientes al equipo sin y con protección sonora (información provista por la empresa) se muestran en la Tabla 5.

Turbina de gas	Bandas de octava								LwA global (dBA)
	63 Hz	125 Hz	250 Hz	500 Hz	1000 Hz	2000 Hz	4000 Hz	8000 Hz	
Lw (dB) Sin protección	124	132	133	134	137	141	135	124	144
Lw (dB) con protección	124	127	120	114	111	110	110	112	119

**Tabla 5.** Nivel de potencia sonora de la turbina de gas sin y con protección sonora.

A partir del modelo acústico y considerando los correspondientes niveles de potencia sonora es posible estimar los distintos escenarios futuros. Los mapas acústicos para las situaciones futuras 1 y 2 (condiciones sin viento) se muestran en las Figuras 6 y 7, respectivamente. En la Tabla 6 se muestra una comparación entre los niveles sonoros simulados sin y con viento contemplando las distintas situaciones presentadas. A partir de la Tabla 6 puede observarse que los niveles sonoros simulados para la situación futura 1 podrían aumentar en 20 dBA, en los puntos receptores, si la turbina no estuviera acústicamente tratada. Asimismo, se aprecia que la instalación de la turbina con protección acústica (situación futura 2) elevaría los niveles sonoros en la zona urbana en alrededor de 2 dBA. En la Figura 8 se muestra un mapa de conflicto que representa la diferencia de niveles sonoros entre la situación actual y la futura 2.



**Figura 6.** Mapa acústico para la situación futura 1 (turbina de gas sin protección sonora).

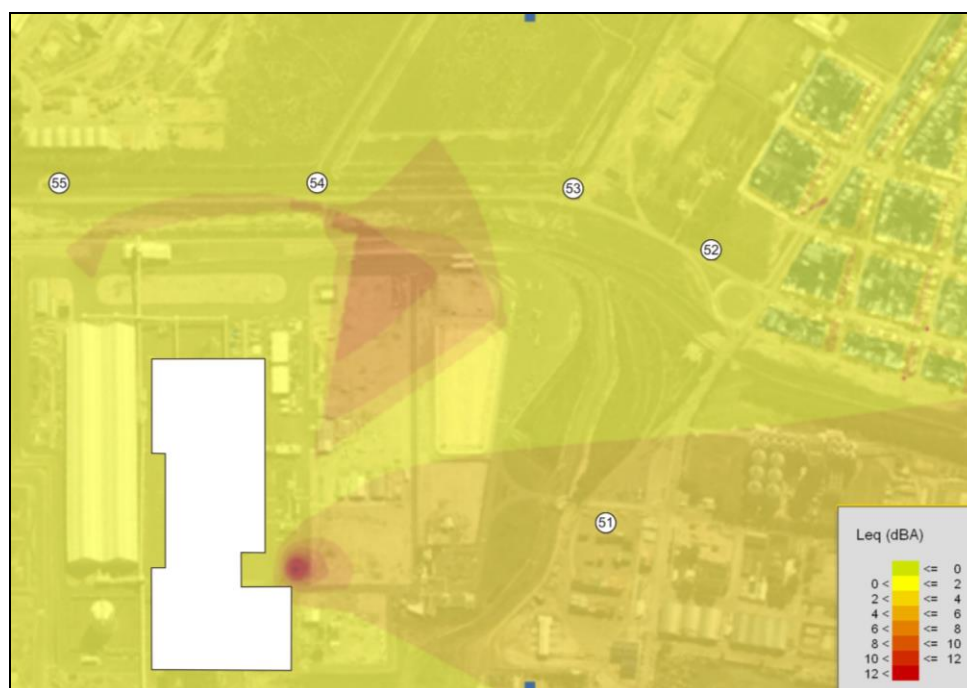




**Figura 7.** Mapa acústico para la situación futura 2 (turbina de gas con protección sonora).

Punto de medición	Situación actual (sin turbina)		Situación futura 1 (turbina sin protección)		Situación futura 2 (turbina con protección)	
	LeqA simulado (dBA)	LeqA simulado (dBA)	LeqA simulado (dBA)	LeqA simulado (dBA)	LeqA simulado (dBA)	LeqA simulado (dBA)
	Sin viento	Con viento	Sin viento	Con viento	Sin viento	Con viento
51	59.6	80.8	80.8	62.1	62.1	65.3
52	58.0	75.8	75.8	59.2	59.2	62.3
53	58.6	77.0	77.0	59.9	59.9	63.0
54	62.7	78.8	78.8	63.2	63.2	66.3
55	62.6	77.0	77.0	62.7	62.7	65.8

**Tabla 6.** Comparación entre los niveles sonoros simulados sin y con viento para las situaciones contempladas.



**Figura 8.** Mapa de conflicto entre la situación actual y la situación futura 2.

La situación futura 3 contempla la turbina con protección sonora e instalada dentro de un recinto cuyas paredes están construidas con chapa galvanizada de 1.6 mm de espesor revestidas interiormente con planchas de espuma de poliuretano de 50 mm de espesor. Los valores de pérdida de transmisión sonora PT adoptados para el recinto se muestran en la Tabla 7.

Al considerar computacionalmente la PT mencionada, se aprecia que no existe en este caso un aumento de los niveles sonoros con respecto a la situación de base (por tal razón, no se realiza el mapa acústico ya que coincide con el correspondiente a la situación actual).

Pérdida de transmisión sonora PT (dB) por banda de octava							
63 Hz	125 Hz	250 Hz	500 Hz	1000 Hz	2000 Hz	4000 Hz	8000 Hz
9	14	21	27	32	37	43	42

**Tabla 7.** Pérdida de transmisión sonora PT adoptada para el recinto donde se ubicará el nuevo equipo.

## 7. ESTUDIO DE IMPACTO: COMPARACION ENTRE EL ESCENARIO ACTUAL Y FUTURO. EVALUACION DE MOLESTIA

En esta sección se evalúa, de manera indicativa, la posible molestia de la nueva fuente fija (turbina de gas), en base a los lineamientos establecidos en la norma IRAM 4062 [8]. El término indicativo hace referencia a que la norma citada no contempla la evaluación de la molestia en ambientes exteriores linderos a la vía pública, como es el caso de las ubicaciones

de los puntos de medición. En tal sentido, la valoración dada por esta normativa se debe considerar solo como un valor estimativo preliminar.

La norma IRAM 4062 establece un criterio para determinar si el ruido causado por una determinada fuente no asociada al tránsito vehicular es molesto o no molesto. Para ello se miden, de acuerdo con ciertas pautas detalladas en sus cláusulas, tanto el nivel equivalente del ruido presuntamente molesto  $LeqA$ , como el nivel equivalente del ruido de fondo  $Lf$ , definido como el ruido existente en ausencia del ruido bajo estudio. El nivel medido no se utiliza directamente, sino que se le suma un término de corrección  $K$  que tiene en cuenta eventuales características del ruido que lo hacen más molesto, obteniéndose el denominado nivel de evaluación,  $LE$ :

$$LE = LeqA + K \quad (7)$$

Así,  $K = +5$  dBA en el caso de ruidos con carácter tonal o impulsivo (o la conjunción de ambos), y  $K = 0$  dBA en otros casos [8]. En el presente estudio no se consideró corrección por carácter tonal o impulsivo.

El procedimiento estipula que se debe comparar el nivel de evaluación así obtenido con el ruido de fondo. Si

$$LE - Lf \geq 8 \text{ dBA} \quad (8)$$

el ruido se califica como molesto. En caso contrario, es no molesto.

La evaluación estimativa de la molestia se realiza en el punto receptor 52, que es el más cercano a la zona urbana. La Tabla 8 muestra la evaluación de molestia para las distintas situaciones analizadas:

- Situación Actual.
- Situación futura 1: turbina sin protección acústica.
- Situación futura 2: turbina con protección acústica.
- Situación futura 3: turbina con protección acústica y ubicada dentro de un recinto.

No se contempla el efecto del viento en dicha evaluación (ya que la norma IRAM aplica en condiciones de ausencia de viento).

Situación	Criterio de evaluación de molestia según IRAM 4062			
	Ruido de fondo simulado $Lf$ (dBA)	$LE$ simulado (dBA)	$LE - Lf$ (dBA)	Características del ruido
Actual	51	58	7	No molesto
Futura 1	51	75.8	24.8	Molesto
Futura 2	51	59.2	8.2	Presuntamente molesto
Futura 3	51	58	7	No molesto

**Tabla 8.** Evaluación indicativa de la molestia en el punto 52 (ubicado en cercanías de la zona urbana).

Como es posible apreciar, en la situación actual el ruido generado por el complejo industrial no sería molesto. Si se instalara la turbina sin protección acústica los niveles alcanzarían valores 20 dB mayores que los actuales, por lo que el impacto acústico sería considerable, siendo el nivel de ruido molesto. Si la turbina se instala con la protección acústica con las características informadas por la empresa, la situación podría estar cercana a la molestia (al menos en zonas cercanas al receptor 52).

Finalmente, si la turbina se instalara con protección y adicionalmente en un recinto con características similares al supuesto en este estudio el nivel sonoro sería equivalente a la situación actual considerándose no molesto.

## 8. CONCLUSIONES

Se ha evaluado el impacto acústico que produciría la instalación de una turbina de gas en una planta industrial multi-fuente ubicada en el Polo Petroquímico de la ciudad de Bahía Blanca.

Para ello se han revisado los antecedentes de generación de ruido en la zona y a partir de tales datos, se ha realizado una estimación de las potencias sonoras de las distintas fuentes involucradas y del ruido de fondo del sector. Luego, se ha identificado mediante medición directa y a partir de un modelo matemático el nivel de potencia de la industria bajo estudio.

Con la información recabada ha sido posible el desarrollo y calibración de un modelo computacional para la caracterización acústica de la zona. A partir de ello, se contemplaron distintas situaciones futuras considerando adecuadas medidas de mitigación sobre la nueva fuente industrial. El presente trabajo ha sido un resumen del informe desarrollado por los autores [9]. El presente artículo fue preparado con la convicción de este estudio de caso puede ser de utilidad para ingenieros trabajando en actividades similares.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo de la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Tecnológica Nacional y de CONICET.

## REFERENCIAS

- [1] Cortínez VH., Sequeira ME., Azzurro AP., Pons F. y Rey Saravia F. “Desarrollo y calibración de un modelo acústico para una zona residencial-industrial”. III Reunión Anual del Proyecto Integrador para la Mitigación de la Contaminación Atmosférica, ISBN: 978-950-42-0119-9, (2011).
- [2] Sequeira ME y Cortínez VH. “Estudio acústico de la ciudad de Bahía Blanca mediante un modelo computacional”. *Mecánica computacional* Vol. XXXI, págs. 4057-4080, ISSN: 1666-6070, (2012).
- [3] Ordenanza Municipal N° 13.032. “Régimen de Ruidos Molestos”. Ciudad de Bahía Blanca. Buenos Aires, Argentina, (2004).

- [4] ISO 8297:1994 -Acoustics – Determination of Sound Power Levels of Multisource Industrial Plants for Evaluation of Sound Pressure Levels in the Environment.
- [5] ISO 9613-2:1993 -Acoustics – Attenuation of Sound During Propagation Outdoors – Part 2: General Method of Calculation.
- [6] ISO 1996-2:1987 - Acoustics – Description and measurement of environmental noise. Part 2: Acquisition of data pertinent to land use.
- [7] Conservation of clear air and water in Europe (CONCAWE):1981. The Propagation of Noise from Petroleum and Petrochemical Complexes to Neighboring Communities. Report N° 4/81.
- [8] IRAM 4062:2001 -Ruidos molestos al vecindario. Medición y evaluación.
- [9] Cortínez VH., Sequeira ME., Azzurro AP., C.Vera y P. Girón. “Estudio del impacto acústico ambiental en los alrededores de la planta PROFERTIL (Bahía Blanca) generado por ampliación de su capacidad productiva”. Informe CIMTA 3-2013, Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada, FRBB - UTN, marzo, (2013).



## IRRADIACIÓN DE EMBRIONES DE POLLO CON TELÉFONOS CELULARES DURANTE SU GESTACIÓN

Luján, Juan Carlos<sup>1\*</sup>, Ávila, Néstor Mario <sup>2</sup>, Campos, Juan Esteban<sup>3</sup>

1\*: CEDIA y Departamento de Ciencias Básicas Área Química, UTN Facultad Regional Tucumán, Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán, jclujan53@yahoo.com.ar

2: Departamento de Electrónica FRT, marioavila@arnet.com.ar

3: Departamento de Ciencias Básicas FRT, Rivadavia 1050, (4000) Tucumán.

**Resumen:** *Se incubaron huevos de gallina expuestos a radiaciones electromagnéticas de dos teléfonos celulares y un generador de señales de radiofrecuencias, en un período continuo de tres semanas.*

*Para las incubaciones se mantuvieron las condiciones naturales de temperatura, humedad y volteo; luego se siguió el proceso con un ovoscopio.*

*Se evaluó la población de pollos nacidos siguiendo la evolución del peso y las características clínicas. Se estudiaron fetos con desarrollo embriológico interrumpido y los huevos estériles o embriones inhibidos, realizándose un estudio anatómo patológico básico de cada uno y de un pollito muerto 11 días luego de nacer, mediante autopsia y estudios de laboratorio.*

*La población de pollitos nacidos recibió un seguimiento de 30 días y luego fueron entregados para la crianza, investigándose también la tasa de absorción electromagnética de los huevos.*

*Se realizaron tres experiencias con un lote experimental expuesto a la radiación y dos lotes testigos, sin exponer, para establecer comparaciones.*

*La tasa de mortalidad del lote experimental fue abrumadoramente mayor a la de lotes testigo y se desconoce si los pollos sobrevivientes manifestarán efectos biológicos adversos a largo plazo. Esto requiere de tiempos prolongados y de varias generaciones de control.*

**Palabras Clave:** Celulares, Embriones, Radiofrecuencia, Efectos Biológicos, Coagulación.

### 1. INTRODUCCIÓN

Existen numerosas referencias de trabajos científicos y alertas de organismos internacionales de la salud humana, tales como la EFSA (European Safety Authority), OMS (Organización Mundial de la Salud), OPS (Organización Panamericana de la Salud) y otros, que advierten sobre los efectos biológicos adversos que podrían causar diversas fuentes de emisión electromagnéticas a las cuales estamos expuestos cotidianamente, entre ellas las torres de

telefonía celular, los teléfonos inalámbricos y los celulares [1,2]. Dichas entidades dedicadas a estudiar factores de riesgo en la salud humana atribuyen posibles casos de neoplasias y gliomas cerebrales a los campos electromagnéticos emitidos por las radiofrecuencias utilizadas por celulares, afirmando que estos campos aumentan un 40% las chances de aparición de neoplasias en las personas que usan en forma exagerada estos dispositivos [3].

También se sospecha la aparición de leucemia infantil en niños expuestos en forma continua a los campos de alta tensión originados en redes que transportan energía eléctrica. Se puede decir que la emisión de los celulares entraría en la categoría 2B, estas son categorías donde se sitúan las evidencias parciales sobre la posibilidad de incrementar el riesgo de contraer neoplasias en los seres humanos (por ejemplo el grupo 2A son los probablemente carcinógenos y el 1A son para los que ya se tienen evidencia suficiente) [4]. Con estas pautas podemos decir que las emisiones de los teléfonos móviles entran en la misma categoría que otros 500 factores ambientales tales como, productos químicos, ciertos ambientes de trabajo, agentes físicos y biológicos, onco – virus, entre otros. Esto lleva a la ciencia a realizar estudios de largo plazo, para adquirir más conocimientos sobre esta situación y lograr controlar así esta peligrosa relación entre las emisiones electromagnéticas y ciertas enfermedades [5]. Con esto no se quiere decir que los celulares sean malignos para las personas, pero preventivamente se aconseja tener la menor exposición posible con estos artefactos, apelando al uso de dispositivos de manos libres o bien a los tradicionales mensajes de texto, siendo las densidades de potencia de estos últimos mucho menores y más breves los niveles de exposición a las radiofrecuencias [6,7].

Dada la complejidad que implica realizar experiencias con seres superiores (humanos, ratas, monos), en el CEDIA de la Universidad Tecnológica se optó por estudiar la influencia de las radiaciones electromagnéticas emitidas por teléfonos celulares sobre huevos de gallina, en una primera etapa, teniendo previsto próximamente trabajar con ratas y conejos.

## **2. MATERIALES Y MÉTODO**

### **2.1. Fuentes Emisoras de Radiofrecuencias**

- Generador de señales cuatri banda que cubre el espectro desde 800 MHz hasta 2500 MHz en modos 3G, GSM y DCS.
- Dos celulares Microtac Lite SNN5066A “Motorola” analógicos de 36 mW; densidad de potencia a nivel de antena de 3,07 mW/cm<sup>2</sup>; frecuencia de emisión constante de 848 MHz y dotados de una antena unifilar telescópica de 8 cm que se introduce en la incubadora sobre los huevos.
- 72 huevos de gallina certificados por SENASA, procedentes de granjas de las localidades de Macomita y el Bracho, provincia de Tucumán.



## 2.2. Control de Temperatura y Humedad

Se utilizaron los siguientes elementos:

- Termocupla con sonda de 40 cm acoplada a un tester digital
- Termómetro de mercurio - vidrio rango 0 ° C a 60 ° C +/- 1 ° C.
- Termómetro de alcohol-vidrio con un rango de 0 ° C a 60 ° C +/- 1 ° C
- Sonda PT100 para comando del termostato electrónico.
- Ovoscopio con lámpara halógena de 100 W.

El control de humedad se realizó por psicrometría mediante sendos termómetros de bulbo húmedo y bulbo seco, respectivamente, ubicados en el interior de la incubadora.

## 2.3. Incubadora de Huevos

Se fabricó una incubadora de madera con calefacción controlada electrónicamente, ventilación interna, recirculación forzada y orificios de aireación.

La misma contiene la menor cantidad posible de elementos metálicos para evitar que los mismos absorban las ondas electromagnéticas, cuyo destino es impactar en los huevos; además posee 2 tabiques cerámicos, destinados a sostener los huevos a irradiar.

En el piso de la incubadora se localiza un calefactor de 200 W y un electro ventilador de 12 voltios.



**Figura 1:** Incubadora Abierta, Vista de Frente.

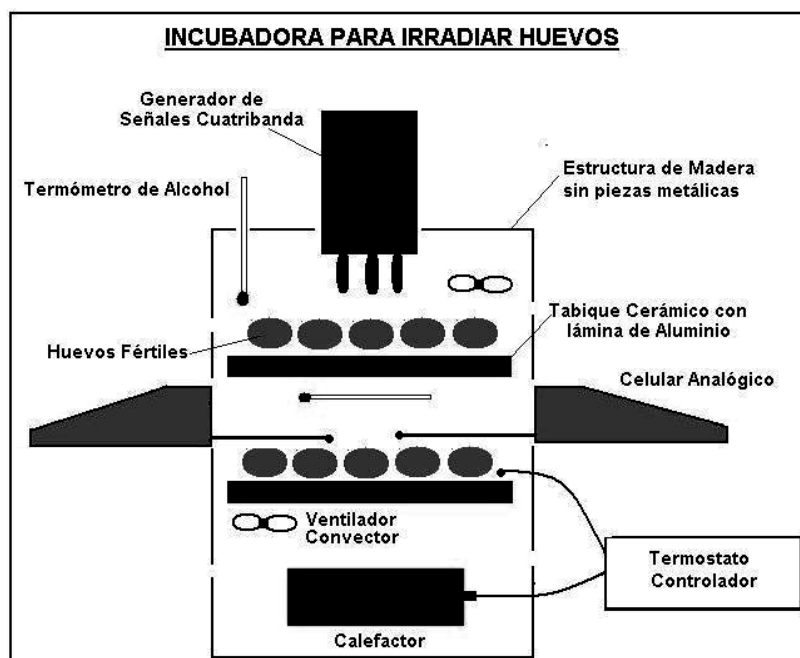
El control de temperatura lo realiza un termostato electrónico que comanda la calefacción intermitente, a través de una sonda a distancia con un sensor PT100 colocado en el centro de

la incubadora.

Se realizó un seguimiento de la temperatura y la humedad durante los 21 días que duró la incubación, con una frecuencia de 2 a 4 horas. El volteo de huevos se realizó manualmente cada 12 horas. Al 18 ° día se pasaron los huevos a una caja nacedora termostatzada a 35°C hasta la rotura del cascarón (nacimiento o eclosión), tal como indican las buenas prácticas de ovicultura. Los 4 ejemplares nacidos, fueron nutridos con alimento para pollitos bebé y agua corriente de red de clorada con carbón activado y bacteriológicamente apta para el consumo.

#### 2.4. Testeo de la Intensidad de la Radiación

Se realizó un mapeo de la densidad de potencia en todos los sitios internos de la incubadora mediante un sensor de microondas, en  $\text{mW}/\text{cm}^2$ , en un rango de frecuencias de 800 MHz a 2.500 MHz obteniéndose un mapa con la intensidad de radiación que recibía cada huevo del lote experimental.

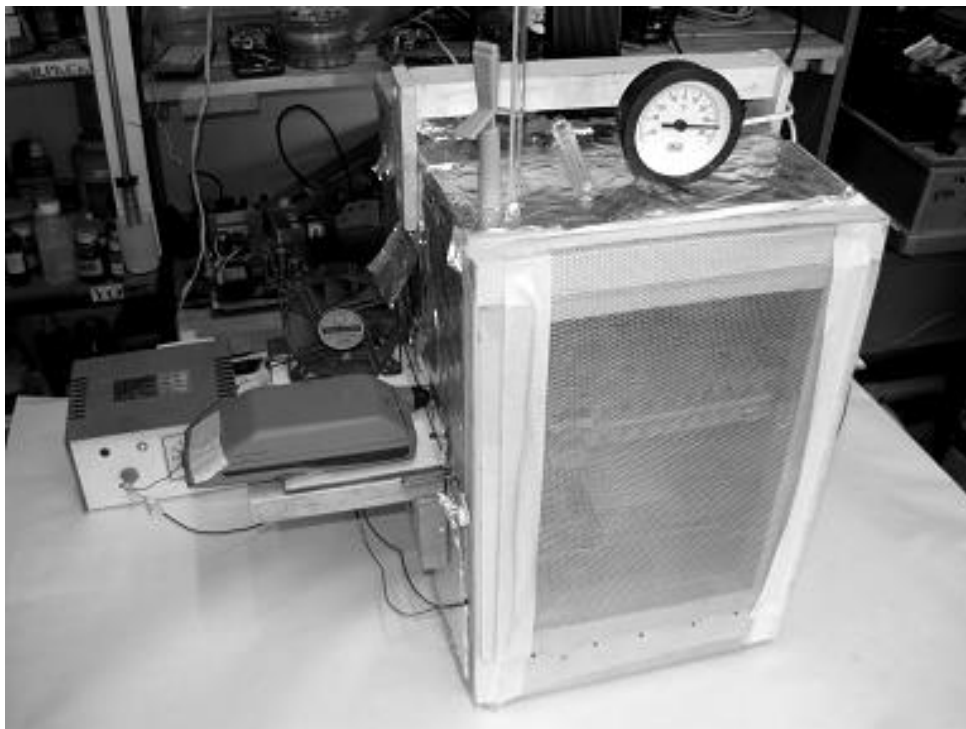


**Figura 2:** Croquis de la Incubadora Vista en Corte Frontal con sus Componentes.

En la figura anterior, puede apreciarse el generador de señales cuatribanda ubicado sobre el techo de la incubadora que emite ondas EM con una densidad de potencia promedio de  $1,6 \text{ mW}/\text{cm}^2$  y los embriones de los huevos de ese sector que recibieron una densidad de potencia promedio de  $0,005 \text{ mW}/\text{cm}^2$ , debido a la atenuación de la cáscara y el material acuoso orgánico interno. En tanto que para el tabique inferior, donde se localizaron dos celulares analógicos con  $3,0 \text{ mW}/\text{cm}^2$ , los huevos estuvieron expuestos a  $0,03 \text{ mW}/\text{cm}^2$ .

Calculando la atenuación puede inferirse que los embriones situados en el interior de los huevos, recibieron entre un 0,3 % y 1 % de la densidad de potencia máxima de las fuentes emisoras de radio frecuencias. Experiencias realizadas con huevos perforados llenos de material y huevos vaciados de material, es decir, cáscara sola, demuestran que la cáscara deja pasar el 99 % de la radiación ya que posee poros para el ingreso del aire, por los cuales permea fácilmente la radiación, mientras que la clara y la yema por su contenido acuoso - electrolítico registran una absorción del 99 % de la radiación.

En la Fig. 3 puede apreciarse un celular analógico lateral con la antena hacia adentro, el termostato electrónico a la izquierda. En la parte inferior, un termómetro clínico y un termómetro con bulbo a distancia, mientras que en la parte superior de la puerta se encuentra un termo sicrómetro.



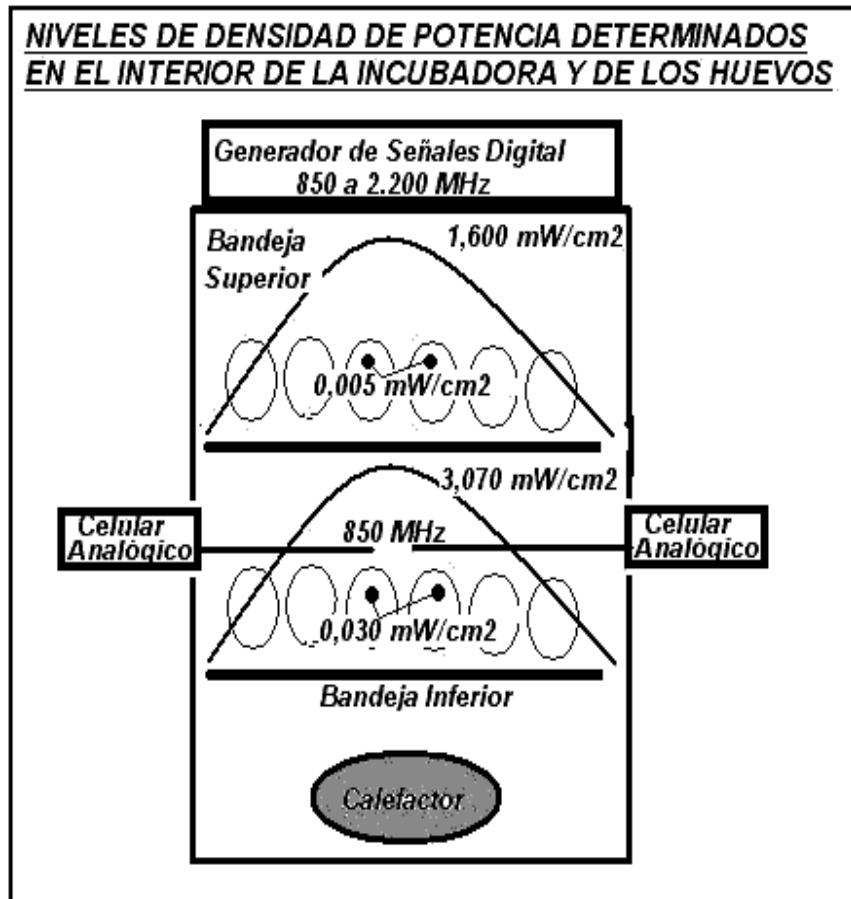
**Figura 3:** Incubadora en Vista Oblicua

Asimismo, se colocan vasos de vidrio y una caja de Petri con agua, para lograr una humedad relativa apropiada, reponiéndose el nivel de líquido en los mismos cada 12 horas. Se controla la humedad mediante un sicrómetro de termómetro seco y termómetro húmedo.

## **2.5. Ventilación y Humidificación**

La incubadora contiene 4 electro ventiladores internos de 4 cm x 4 cm, alimentados con una fuente externa de 12 voltios de corriente continua; dos de ellos impulsan aire hacia arriba, en

la parte frontal, y los otros dos lo hacen hacia abajo, en la parte de atrás, de modo que producen un ciclo convectivo para uniformar las temperaturas en 37,5 °C y la humedad en 60 % dentro de la cámara, como se indica en la Figura 4.



**Figura 4:** Muestra la mayor potencia en el centro, la cual decrece hacia los bordes, cayendo bruscamente en el interior de los huevo.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Niveles de Densidad de Potencia Dentro de la Incubadora

La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos en un lote experimental de huevos de alta tasa de fertilidad, procedentes de una granja certificada por SENASA, los cuales fueron irradiados durante los 21 días de incubación. También puede apreciarse los resultados obtenidos al incubar 24 huevos bajo la influencia directa de las radiofrecuencias de dos celulares analógicos sobre 12 huevos y de un generador de señales digital multibanda sobre otros 12 huevos.

<b>Condición</b>	<b>Cantidad</b>	<b>Porcentaje</b>
Población incubada	24	100 %
Huevos infectados	1	4,2 %
Nacimientos normales	0	0,0 %
Nacimientos con ayuda	4	16,6 %
Interrupciones embrionarias	6	25,0 %
Estériles o inhibidos	14	58,3 %
Supervivencia saludable	3	12,5 %
Supervivencia con mal formación neuro motora	1	4,1 %
Mortalidad aparente	21	87,5 %
Mortalidad comprobada	8	33,3 %

**Tabla 1:** Resultados globales de la incubación de la pollada experimental irradiada con radiofrecuencias de celulares RF.

<b>Condición</b>	<b>Cantidad</b>	<b>Porcentaje</b>
Población incubada	48	100 %
Huevos infectados	0	0 %
Nacimientos normales	40	83 %
Nacimientos con ayuda	4	9 %
Interrupciones embrionarias	0	0 %
Estériles o inhibidos	4	9 %
Supervivencia saludable	44	91 %
Supervivencia con mal formación neuro motora	0	0 %
Mortalidad aparente o esterilidad	4	9 %

**Tabla 2.** Resultados de la incubación de dos polladas testigo sin exponer a radiaciones de RF.

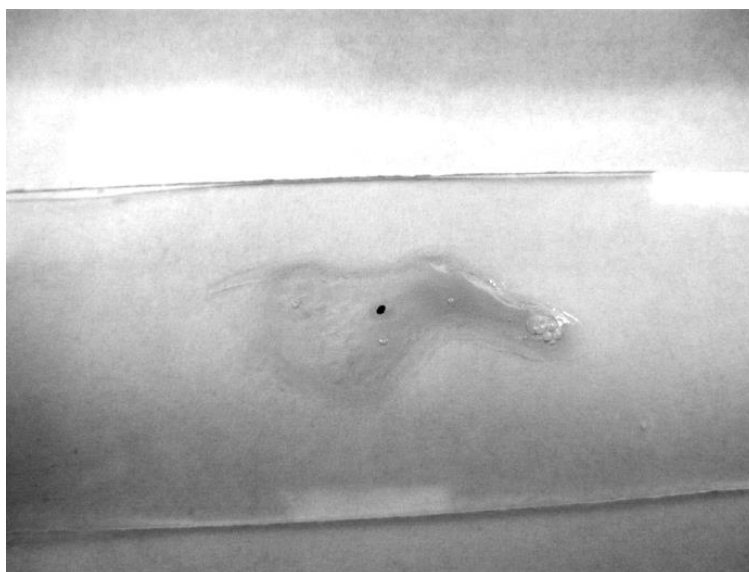
La tabla 2 exhibe los resultados de incubar 48 huevos sin exponerlos a los efectos de las radiofrecuencias (grupo testigo).

### 3.2. Singularidades observadas en algunos huevos sin nacimientos que fueron abiertos al 23 ° día.



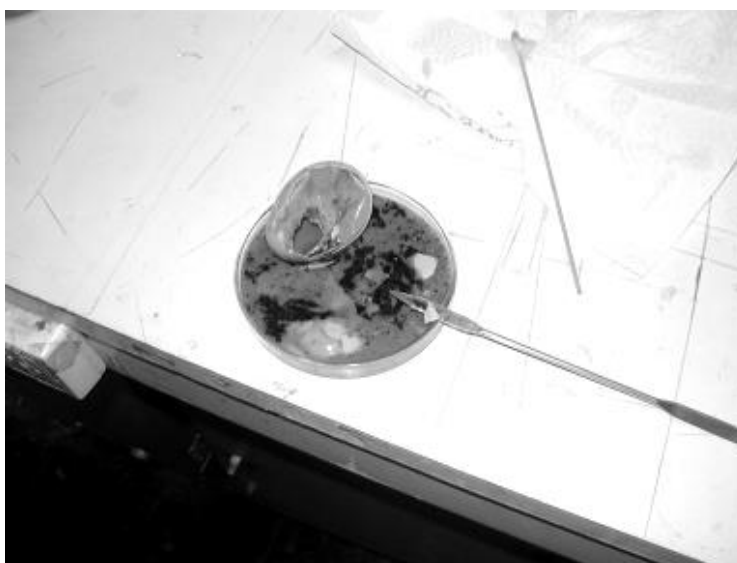
**Figura 5:** Tanda de huevos no eclosionados que luego se abren para el examen anátomo patológico.

- Huevo N° 2: se observó la membrana vitelina de color verde oscuro, con olor séptico, e infección generalizada, sin embrión detectable con lupa.
- Huevo N° 3: traslúcido al ovoscopio, yema normal, se observa una formación vascular incipiente con un embrión de 2 mm.



**Fig. 6:** Embrión incipiente de 36 hs interrumpido su desarrollo.

- Huevo N° 5: translúcido al ovoscopio, yema de color amarillo “sui generis”, no se identifica embrión, presunción de esterilidad.



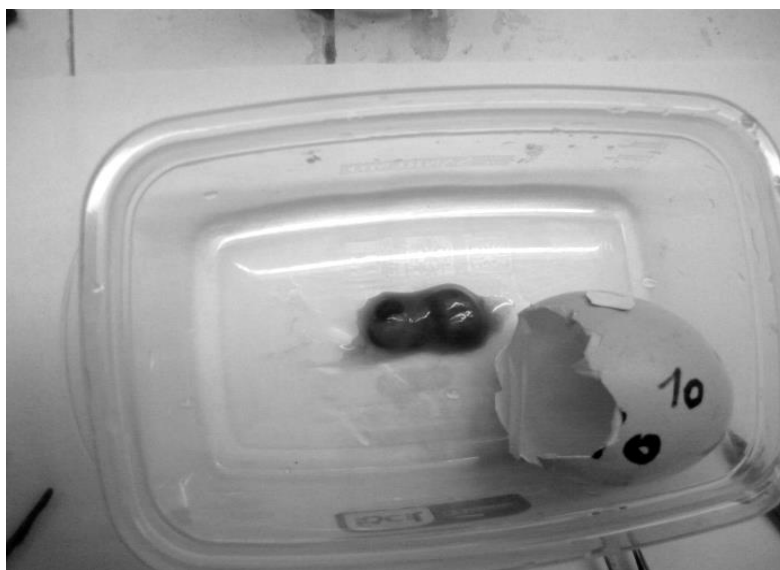
**Figura 7:** Huevo infectado con tiobacterias y emanación de sulfuro de hidrógeno por el avanzado estado de putrefacción.

- Huevo N° 7: opaco al ovoscopio, membrana de apariencia normal, embrión interrumpido con anatomía normal y plumaje oscuro con una longitud de 9 cm entre pico y cola.



**Figura 8:** Embrión de 7 días con desarrollo interrumpido.

- Huevo N° 9: traslúcido al ovoscopio, yema de color amarillo “sui generis”, no se identifica embrión.
- Huevo N° 10: muestra opacidad parcial al ovoscopio, contiene un embrión interrumpido de 25 mm de apariencia gelatinosa, con ausencia de cartílagos.



**Figura 9:** Embrión interrumpido de 6 días, se observan ojos prominentes y abdomen pequeño sin extremidades.

Se observaron ojos prominentes, abdomen con tubo enteral oscuro y formación incipiente del



sistema vascular, con evidentes signos de micro coagulación diseminada y constatada por el aumento de plaquetas en el hemograma realizado con el microscopio.

También se detectó un volumen globular de un 50 % en relación a los pollos del lote testigo no expuestos a radiofrecuencias.

- Huevo N° 16: traslúcido al ovoscopio, yema de color amarillo “sui generis”, no se identifica embrión.
- Huevos N° 1, 6, 11 y 20: traslúcidos al ovoscopio, con yema fluidificada sin detectarse el embrión.

En la figura 10 puede observarse que los pollitos N° 13 y N° 1 que estuvieron en la zona de baja radiación (menos de 1 mW/cm<sup>2</sup> a nivel de cáscara), exhiben una curva de aumento de peso sostenido.

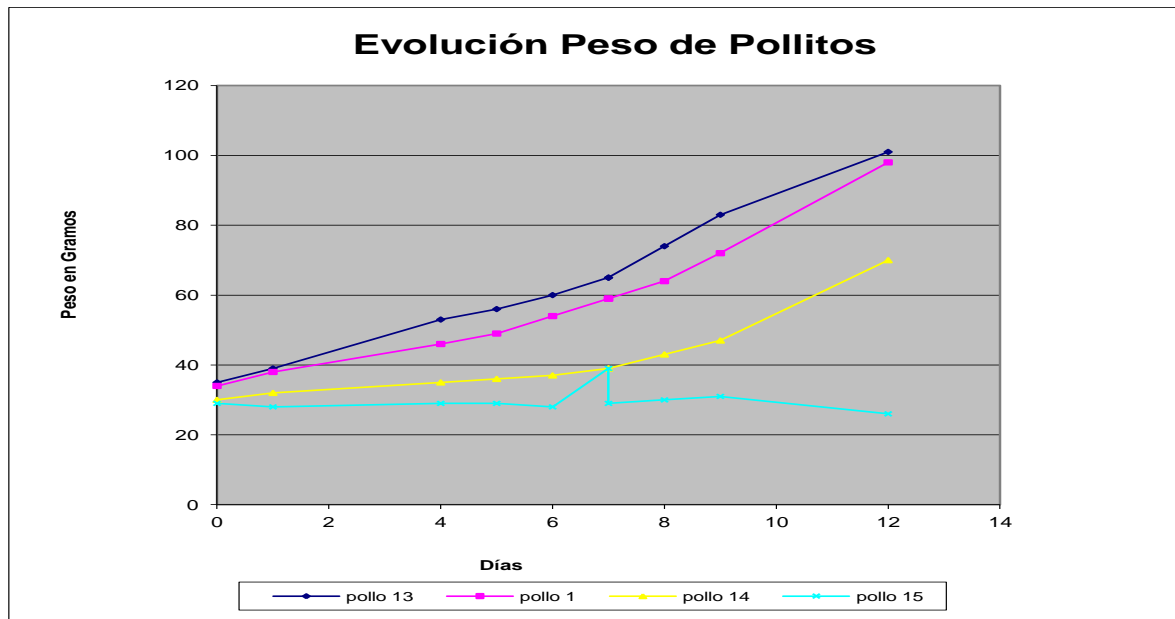
### 3.3. Evolución del peso de los 4 pollitos nacidos

Fecha	Pollo13	Pollo 1	Pollo 14	Pollo 15
Día 0	35 gr	34 gr	30 gr	29 gr
Día 1	39	38	32	28
Día 4	53	46	35	29
Día 5	56	49	36	29
Día 6	60	54	37	28
Día 7	65	59	39	29
Día 8	74	64	43	30
Día 9	83	72	47	31
Día 12	101	98	70	25

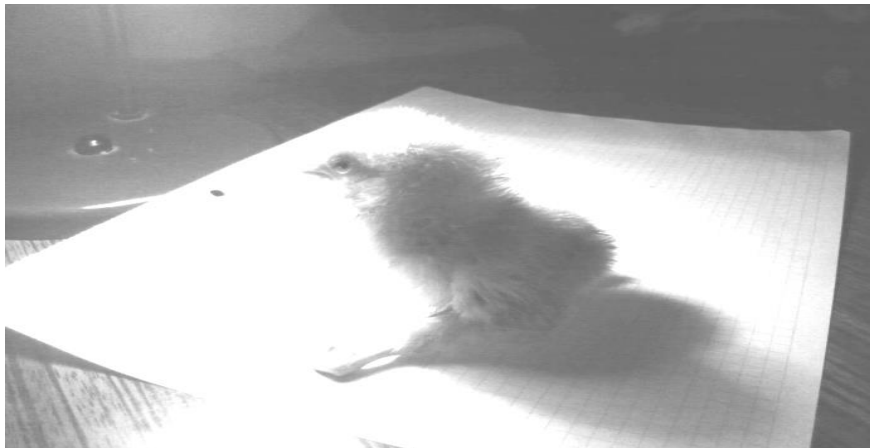
**Tabla 3:** Se registra el peso durante los primeros 12 días en los 4 pollitos nacidos.

Cabe notar que el pollito N° 15 no creció de peso durante sus 12 días de vida, presentando una declinación de 1 gramo diario durante los 4 últimos días, atribuibles a la mala absorción enteral de nutrientes, falleciendo por coagulación intra vascular diseminada en el intestino y en el paquete cardio-pulmonar, presentando hígado ictérico lo cual se observa en la autopsia.

Además se aprecia una neuropatía motora que se evidencia claramente en la en la figura 11 donde se observa la pata izquierda extendida y sin movilidad en forma permanente.



**Figura 10:** Muestra el peso de los 4 pollitos nacidos durante los 12 primeros días de vida.

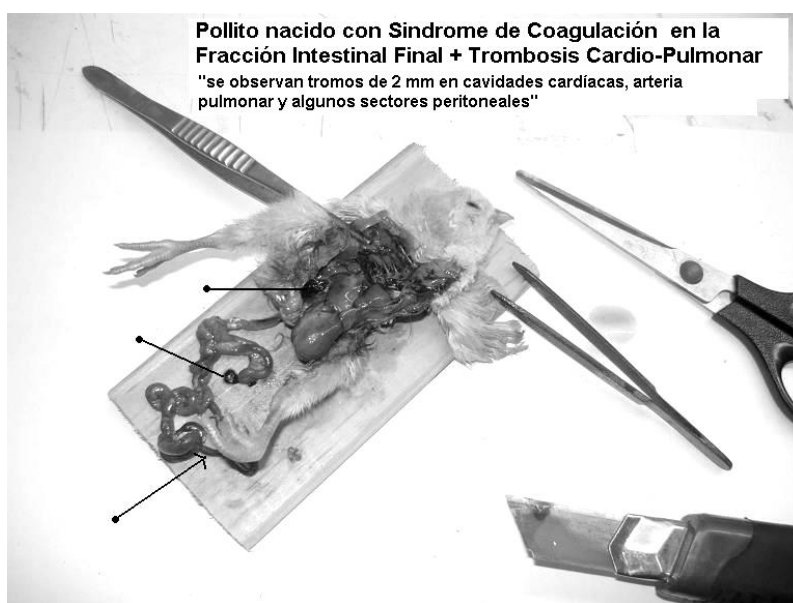


**Figura 11:** Se expone la imagen del pollito N ° 15 nacido con una malformación neuromotora en la pata izquierda.

El pollito de la figura 11 presenta múltiples afectaciones que se manifiestan como mutaciones, problemas hematológicos que derivan en una insuficiencia cardio pulmonar, mal funcionamiento intestinal y hepático, deja de beber agua al 11 ° día, falleciendo 24 horas después.

### 3.4. Autopsia del pollito 15

1. El pulmón derecho se observó edematizado con una membrana, apariencia de globo, que sobresalía de la epidermis en la zona pectoral cercana al cuello.
2. Corazón de color normal con múltiples coágulos en sus 4 cámaras.
3. Primera porción intestinal oscura, con evidentes signos de coagulación, necrosada, con insuficiencia venosa mesentérica.
4. El hígado presentaba color amarillo como indicador de ictericia.



**Figura 12:** Autopsia del pollito N° 15 al momento de fallecer mostrando sectores intestinales con coagulación difusa.



**Figura 13:** Corazón del pollito N° 15 mostrando importantes coágulos de sangre en sus aurículas y ventrículos.



**Figura14:** Se presentan los 4 pollitos sobrevivientes del lote experimental expuesto a RF.

Al fondo de la figura anterior se observa en un frasco, un embrión de 18 días no eclosionado, sumergido en formol, el cual al ser autopsiado muestra múltiples coagulaciones en diversos órganos y sistemas.

#### **4. CONCLUSIONES**

La tasa de mortalidad de la población irradiada es abrumadoramente más alta (9:1) cuando se la compara con la población de huevos testigo, sin exponer a los celulares, lo cual alerta sobre la nocividad embrionaria de las radiaciones de los teléfonos celulares.

La autopsia realizada y las observaciones anátomo patológicas de las interrupciones embrionarias, muestran como causa principal de los decesos el síndrome de coagulación intravascular diseminada CID.

La coagulación intra vascular y el apilamiento de glóbulos rojos, ya fueron observados en trabajos anteriores de investigación, donde se extrajo sangre de la oreja en pacientes humanos, antes y después de llamar con celular durante 40 minutos, a través hemogramas.

La falta de evidencia sobre posibles efectos adversos para la salud humana no es igual a la evidencia de que no exista ningún efecto. De la misma forma, es imposible demostrar la inocuidad del campo electro magnético, por lo que la pregunta que debemos hacernos no es si la radiación electromagnética es inocua para la salud, sino bajo qué niveles no presenta efectos nocivos, demostrados científicamente.

#### **5. ESTUDIOS ULTERIORES**

En el presente trabajo queda por investigar si el síndrome de coagulación vascular diseminada, que hizo blanco el algunos órganos de los embriones de pollo, es atribuible a efectos térmicos puntuales o bien se trata de otro tipo de interacción entre la radiofrecuencia y la hematopoyesis, o modificaciones en los factores de coagulación de la sangre, relacionada con alteraciones en la síntesis de enzimas hepáticas; temas que habría que estudiar con pruebas embrionarias abortivas seguidas de análisis bioquímicos en futuras incubaciones irradiadas.

Estos podrían experimentarse, realizando extracciones secuenciadas de la vena periférica de la oreja de conejos de experimentación, expuestos a la influencia de la radiación electromagnética, para establecer la cinética de coagulación o disolución de los micro coágulos.

#### **6. REFERENCIAS**

- [1] R.W.Y. Habash: "Electromagnetic fields and Radiation: human bioeffects and safety", Marcel Dekker, Inc., New York, 2002.
- [2] L.A. Sagan: "Electric and Magnetic Fields: Invisible risks?", Gordon and Breach Science Publishers, The Netherlands, 1999.

[3] Eleanor R. Adair, Ronald C. Petersen: “Biological effects of radio-frequency microwave radiation”, IEEE, Vol. MTT-50, No. 3, pp. 953-962, Marzo 2002. Revista del 50 aniversario de IEEE.

[4] “Biological effects and medical applications of electromagnetic energy”, OM P. Gandhi, Editor, Prentice Hall, 1990.

[5] <http://www.bioelectromagnetics.org/>

[6] <http://www.grn.es/electropolucio/lafe3.htm> , Algunos informes sobre bio efectos.

[7] <http://www.who.int/m/topicgroups/who.organization/en/index.html> OMS.

## ANÁLISIS DE RUIDO AMBIENTAL EN ESTACIONES TRANSFORMADORAS

Steinmann, Irene B.<sup>1</sup>; Fernández, Juan P.<sup>1</sup>; Giménez, Walter F.<sup>1</sup> y Manassero, Ulises<sup>2</sup>

1: Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia, Departamento Ingeniería Eléctrica  
Facultad Regional Santa Fe  
Universidad Tecnológica Nacional  
Lavaise 610 (3000) Santa Fe  
isteinma@frsf.utn.edu.ar, jpfernan@frsf.utn.edu.ar, wgimenez@frsf.utn.edu.ar

2: Grupo Control y Seguridad Eléctrica, Departamento Ingeniería Eléctrica  
Facultad Regional Santa Fe  
Universidad Tecnológica Nacional  
Lavaise 610 (3000) Santa Fe  
ulisesmanassero@hotmail.com

**Resumen.** *En la normativa vigente de evaluación ambiental, uno de los aspectos que se estudia, es la ocurrencia de ruido en las instalaciones y la posibilidad de que ese ruido ocasione molestias a las personas. Muchas veces, en esta normativa, se encuentra referenciada la norma IRAM 4062:2001 de ruidos molestos al vecindario.*

*Específicamente, en uno de los campos principales de trabajo del Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia, que es la evaluación ambiental de sistemas eléctricos, las Resoluciones (ejemplo: Res. SE 77/98), indican, la necesidad de cumplir con la norma IRAM mencionada.*

*En el año 2009 entró en vigencia la norma IRAM 4113, la cual, según su propia definición, tiene como objetivo "...contribuir a la armonización de métodos de descripción, medición y evaluación del ruido ambiental de cualquier fuente."*

*Este trabajo pretende estudiar esta norma, aplicada a la evaluación del ruido ambiental proveniente de Estaciones Transformadoras. También pretende analizar la pertinencia de extender este estudio a otros casos, direccionados principalmente a Sistemas Eléctricos de Potencia, con posibilidades de ser utilizado como tema de Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental.*

**Palabras clave:** Ruido, ambiente, evaluación, estaciones transformadoras.

### 1. INTRODUCCIÓN

Para la realización de evaluaciones ambientales de diferentes tipos de obras, es necesario seguir los lineamientos de la normativa vigente. Parte de esta normativa incluye parámetros a considerar y formas de evaluarlos. El parámetro objeto de este estudio es el Ruido Audible, para el cual pueden existir regulaciones de tipo local, provincial, nacional y

específica del tipo de obra analizada. Muchas de estas regulaciones derivan en la necesidad de cumplimiento de la norma IRAM 4062: 2001, Ruidos Molestos al Vecindario [1].

Entre las regulaciones anteriormente citadas, podemos mencionar las siguientes:

- Resolución SE N° 77/1998 [3] Secretaría de Energía de la Nación, Definición de Parámetros Ambientales “*Con el objeto de incentivar un mejoramiento global de la compatibilidad de los electroductos con el ambiente...*”. Anexo I, “3. RUIDO: ... *Se deberá cumplir con la norma IRAM N° 4062/84 (Ruidos molestos al vecindario)*”
- Resolución ENRE N° 201/2004 Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Santa Fe, Su Artículo 1 indica que tiene como objetivo “...*prevenir, controlar y corregir las situaciones de contaminación del aire en la provincia de Santa Fe, cualesquiera que sean las causas que las produzcan.*”. Artículo 10, “*Los episodios de contaminación sonora... que afecten... a la comunidad en ámbitos públicos o privados, se evaluarán de acuerdo a lo establecido en la Norma IRAM N° 4062...*”
- Existen Ordenanzas municipales que, si bien no remiten a la norma IRAM mencionada, la toman como base para la evaluación del ruido proveniente de distintas fuentes.

El GISEP, Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia, entre sus actividades incluye la evaluación de ruido audible en Sistemas Eléctricos de Potencia. Por este motivo, y en el presente trabajo nos interesa referenciar, principalmente, a la primera de las resoluciones mencionadas. Cabe mencionar, además, otra Resolución, en este caso del ENRE (Ente Nacional Regulador de la Electricidad), N° 555/2001 [4], la cual regula la implementación de Sistemas de Gestión Ambiental de Generadores y Transportistas de jurisdicción nacional, y que indica en su Anexo, lo siguiente:

- III.3.1. Los generadores térmicos deberán monitorear y registrar: ...
  - d) Vigilancia de la calidad ambiental: ...
  - 5) Nivel sonoro:  
En los perímetros de las centrales se deberá verificar periódicamente el cumplimiento de las normas IRAM 4062/84 -Ruidos molestos al vecindario
  - ...
- III.3.3. El transportista de energía eléctrica en alta tensión y los transportistas por distribución troncal: ...
  - e) Ruido audible (IRAM 4061 y 4062).
  - ...

En el año 2009 entró en vigencia la norma IRAM 4113 [2], la cual, indica que: “*La serie IRAM 4113 pretende proporcionar a las autoridades materiales para la descripción y evaluación del ruido en ambientes comunitarios. Basándose en los principios descritos en esta parte, se pueden desarrollar normas nacionales, reglamentos y los correspondientes límites de ruido aceptables.*”



Este primer estudio realizará un análisis de la normativa mencionada, indicando las diferencias encontradas en los métodos de evaluación y la metodología propuesta para definir parámetros específicos de evaluación, orientados a las instalaciones correspondientes, específicamente, a Estaciones Transformadoras.

La implementación de la metodología propuesta, permitiría, mediante el análisis de los resultados obtenidos, determinar características propias, con el fin de ajustar los parámetros de evaluación de este tipo de instalaciones. Entre las aplicaciones de estos resultados, se podría proponer a los entes de contralor, la modificación de la normativa para la evaluación del ruido ambiental, de acuerdo a un análisis integral que permita “... *predecir la respuesta potencial a la molestia de una comunidad sometida a la exposición a largo plazo procedente de diferentes tipos de ruidos ambientales*” (punto 1 “*Objeto y Campo de Aplicación*” de la norma IRAM 4113- Parte 1).

Relacionado con lo anteriormente indicado se pretende, además, analizar la pertinencia de extender este estudio a otros casos, direccionados principalmente a Sistemas Eléctricos de Potencia, con posibilidades de ser utilizado como tema de Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental.

## **2. COMPARACIÓN DE LA NORMATIVA**

De acuerdo a la experiencia reunida en el GISEP, los limitantes de la aplicación de la Norma IRAM 4062 para evaluaciones de ruido ambiental, se centran en dos aspectos principales:

- Lugares de medición: La mayoría de las evaluaciones ambientales requieren mediciones en exteriores, lindantes con la vía pública, o directamente sobre la vía pública, lo que impide la aplicación directa de la norma, pudiéndose, solamente, referenciar la misma.
- La evaluación del ruido resultante, necesariamente debía contar con una comparación con el ruido de fondo, el cual, en este tipo de instalaciones difícilmente pueda medirse. Esto se debe a la poca probabilidad de sacar de funcionamiento una línea de transmisión o una Estación Transformadora, por lo cual muchas veces había que recurrir al cálculo del ruido de fondo.

Para la norma IRAM 4113/2009, además de referirse específicamente a la evaluación de ruido ambiental, indica la posibilidad de evaluación de fuentes de ruido combinadas, aplicable al caso que no es posible separar el ruido de fondo o residual, de una fuente de ruido específica.

Por este motivo se considera necesario evaluar la nueva norma para este tipo de evaluaciones de ruido. Como punto de partida para esta evaluación, consideramos conveniente fijar un marco de referencia comparativo, entre la normativa de ruidos molestos al vecindario y la nueva normativa de ruido ambiental.

En la siguiente tabla se realiza una comparación de los parámetros definidos para evaluación del ruido audible, en las dos normas IRAM que se referencian en el presente trabajo. Cabe mencionar aquí que los aspectos comparados son, fundamentalmente, los que se han considerado como conflictivos al momento de realizar evaluaciones de ruido ambiental aplicando la norma IRAM 4062 de Ruidos Molestos al Vecindario

	<b>Norma IRAM 4062:2001</b>	<b>Norma IRAM 4113-1:2009</b>
Objeto y Campo de Aplicación	<p>Establecer un método que permita medir y evaluar niveles de ruido producidos por fuentes sonoras que trasciendan al vecindario y que puedan producir molestias</p> <p>Esta Norma no es aplicable para evaluar la molestia provocada por el ruido de tránsito</p> <p>Mientras no existan formas específicas para la evaluación del impacto ambiental en lo referente a ruidos, esta Norma podrá usarse como documento de referencia</p>	<p>... define las magnitudes básicas que se deben utilizar para la descripción del ruido en ambientes comunitarios y describe los procedimientos básicos de evaluación. Especifica los métodos de evaluación e indica las directrices para predecir la respuesta potencial a la molestia de una comunidad.</p> <p>Los ruidos se evalúan tanto individualmente como en conjunto, lo que permite tener en cuenta las características especiales.</p>
Definiciones de los parámetros a medir.	Todas las definiciones de medición de Nivel Sonoro, están indicados para un tipo de respuesta, compensados según curva A. En el cuerpo de la norma se referencian otro tipo de respuestas.	Define el Nivel sonoro en general, indicando que las características a analizar, definirán el tipo de respuesta que se utiliza, incluyendo ponderaciones en frecuencia y en tiempo
Lugares de medición	Indica la posibilidad de medición tanto en interiores como en exteriores, en este último caso especifica que se refiere a <i>“áreas descubiertas no linderas con la vía pública. Por ejemplo: jardines, terrazas, patios, etc.”</i> (tabla 2)	No especifica lugares de medición, infiriéndose que este aspecto no está limitado, <i>“...Las fuentes acústicas pueden ser únicas o combinadas. La aplicación del método para predecir la respuesta a la molestia está limitada a zonas habitadas y al uso del suelo a largo plazo”</i>
Evaluación del ruido	Indica la evaluación por contraste entre el ruido medido con la fuente en funcionamiento y el ruido de fondo, existiendo la posibilidad de calcularlo en caso de no ser posible su medición	Indica la evaluación respecto a aspectos relacionados con: Descriptores del ruido; niveles de medición y de evaluación de acuerdo a las características del ruido; molestia que puede causar a la población, incertidumbres de los resultados

**Tabla N° 1:** Comparación de la Normativa analizada

### 3. ALGUNOS CONCEPTOS TEÓRICOS

En este apartado se indicarán algunos conceptos teóricos relacionados con los parámetros para la medición y evaluación de ruido audible, con el fin de ayudar en la interpretación

de los resultados de este trabajo. Estos conceptos están recopilados de la bibliografía [5] y [6] y de la norma IRAM 4113 [2].

### 3.1. Presión Sonora

Se define así a las pequeñas variaciones de presión que se superponen a la presión atmosférica, producidas en el aire, por la presencia del sonido [5].

### 3.2. Frecuencia

Se denomina frecuencia al número de ciclos completos de vibración por unidad de tiempo. Para que un sonido sea oído por el hombre su frecuencia tiene que estar dentro del rango de 20 [Hz] a 20.000 [Hz] [5].

### 3.3. Nivel de Presión Sonora

La intensidad de un sonido depende del valor que tenga la presión sonora, como variación de la presión atmosférica. Un sonido apenas audible por el hombre (umbral de audición) tiene una presión sonora del orden de 0,00002 [Pa] (Pascal). Una presión sonora muy elevada (umbral de dolor) tiene un orden de 20 [Pa] y su relación con el umbral de dolor es 1.000.000.

Para expresar la intensidad de sonido en una escala más reducida, se emplea el decibel, unidad de tipo adimensional, de escala logarítmica. Se compara la presión sonora del sonido que se desea medir con un valor de referencia, de acuerdo a la siguiente expresión matemática:

$$NPS = 20 \log \frac{p}{p_{ref}} [dB] \quad (1)$$

La presión de referencia se adopta como el umbral de audición,  $2 \times 10^{-5}$  [Pa] [5].

### 3.4. Nivel sonoro

Se denomina así al resultado, expresado en [dB] de una medición de sonido que abarca todo el espectro audible [5].

### 3.5. Análisis de frecuencia

Se aplica para mediciones en zonas restringidas del espectro de frecuencias. Para ello se utilizan filtros que solo dejan pasar las señales comprendidas en una pequeña zona del espectro audible. Los más conocidos son filtros de “octavas” y de “tercios de octavas” [5].

### 3.6. Nivel de presión sonora ponderado en frecuencia y ponderado en el tiempo

Nivel de presión sonora (3.3) que se obtiene con una ponderación en frecuencia y una ponderación temporal normalizada del instrumento de medición [2]. Para la ponderación en frecuencia el medidor de nivel sonoro incorpora filtros con curvas de respuesta que se

asemejan a la respuesta del oído humano. En este caso se dice que el nivel sonoro ha sido compensado de acuerdo a diferentes curvas (A y C son las más utilizadas) [5]. La ponderación temporal se tiene en cuenta mediante la velocidad dinámica de respuesta del instrumento de medición. Las respuestas normalizadas incluyen las ponderaciones F (fast = rápida) y S (slow = lenta) se corresponden con promediaciones de 1 [s] y 125 [ms], respectivamente [6].

### **3.8. Nivel de evaluación**

Cualquier nivel sonoro medido o predicho al que se le ha añadido un término corrector [2].

### **3.8. Ruido impulsivo**

Ruido caracterizado por incrementos abruptos importantes de corta duración de la presión sonora (la duración de un ruido impulsivo aislado es generalmente menor que 1 [s] [2]).

### **3.9. Ruido tonal**

Ruido caracterizado por una componente de frecuencia única o por componentes de banda estrecha que emergen de forma audible del ruido ambiente [2].

### **3.10. Ruido residual o de fondo**

Ruido ambiental que perdura en un lugar determinado en una situación determinada cuando se suprimen los ruidos específicos en estudio [2].

## **4. ANÁLISIS DE LA IRAM 4113 APLICADO A EVALUACIÓN EN ESTACIONES TRANSFORMADORAS**

### **4.1. Generalidades**

Tal como lo indica la norma, objeto de este estudio, *“La respuesta de la comunidad al ruido puede variar de forma diferente para distintas fuentes sonoras con los mismos niveles acústicos”*. Las características especiales de los ruidos a evaluar pueden incluir impulsividad, tonalidad, y contenido de baja frecuencia, así como también su procedencia, como puede ser ruido de tránsito vehicular o ruido industrial.

De los aspectos mencionados, muchas veces, en las evaluaciones de ruido en las inmediaciones de Estaciones Transformadoras, pueden estar presentes, principalmente, las siguientes características:

- Contenido de baja frecuencia
- Similitud con ruido industrial
- Presencia de ruido vehicular

Esto implica la necesidad de efectuar un análisis teniendo en cuenta la presencia de fuentes de ruido combinadas, considerando que no es posible “separar” el ruido de fondo o

residual.

#### **4.2. Contenidos de baja frecuencia**

El Anexo C de la norma se refiere a “*Ruidos con un alto contenido de baja frecuencia*”. Al respecto indica que para bajas frecuencias, tanto la percepción como los efectos de los ruidos difieren considerablemente en comparación con las frecuencias medias y altas. Por ese motivo la evaluación clásica, ponderado A, puede arrojar datos de niveles inferiores de presión sonora, respecto a las molestias engendradas por las componentes de baja frecuencia. Se considera que los principales factores que pueden influir, en este caso son:

- Rango de frecuencias comprendidas entre 5 [Hz] y 100 [Hz]
- Evaluación del ruido de baja frecuencia en el rango de frecuencias mencionado.
- Estimar la preponderancia de una fuerte molestia en una comunidad grande, puede evaluarse suficientemente, mediante mediciones exteriores.

#### **4.3. Similitud con ruido industrial y Presencia de ruido vehicular**

Estos dos componentes, sumado a la poca probabilidad de separar la fuente de ruido del ruido residual, implican la necesidad de la evaluación teniendo en cuenta la presencia de fuentes de ruido combinadas. Al respecto la norma, en su Anexo E, indica métodos para la evaluación, de los cuales se considera que el cálculo de los Niveles de Evaluación para Jornada Completa, es el que más se adaptaría, en este caso. Esto se debe a que los otros métodos indican la necesidad de medición de las fuentes por separado, que se contrapone con una de las premisas que indicamos, como características de este tipo de ruido.

### **5. RESULTADOS OBTENIDOS DEL ANÁLISIS**

Uno de los aspectos abordados por la norma incluye la necesidad de identificar la molestia producida por fuentes individuales o combinación de fuentes, en una comunidad para la evaluación del ruido ambiental. A este respecto señala que es necesario analizar el ruido de acuerdo a sus características, para definir los descriptores (parámetros de medición y evaluación) que puedan definirlo. El parámetro más generalizado al respecto es el nivel sonoro continuo equivalente ponderado A, pero “*Las investigaciones han demostrado que la ponderación en frecuencia A, por sí sola, no basta para evaluar ruidos caracterizados por tonalidad, impulsividad o con un alto contenido de baja frecuencia*” [2], tal como podría ser nuestro caso.

Para caracterizar el tipo de ruido a evaluar para el caso específico de Estaciones Transformadoras se propone seguir los siguientes lineamientos para la metodología de análisis:

- Estudiar la respuesta en Frecuencia de las mediciones de ruido audible en Estaciones Transformadoras realizados en el GISEP, con el fin de analizar la existencia de ruidos con alto contenido de baja frecuencia.
- Definir los parámetros a incluir en la evaluación, de acuerdo a los resultados

anteriores y suponiendo la imposibilidad de separar el ruido residual o de fondo en las mediciones

- Definir un programa de mediciones de acuerdo a los parámetros definidos, que incluya Estaciones transformadoras de la Ciudad de Santa Fe y zonas aledañas
- Comparar los resultados obtenidos con valores de referencia, definidos por la norma, como pueden ser las molestias producidas por tránsito vehicular.

## 6. CONCLUSIONES

- Tal como indicaba la norma IRAM 4062, la misma se podía tomar como referencia mientras no existiera una norma que permita evaluar el impacto ambiental referido al ruido, tal su inclusión en numerosa normativa de evaluación de ruidos
- Si bien la norma IRAM 4113 está basada, principalmente, en el estudio de las molestias causadas por el tránsito vehicular (de distinto tipo), incluye lineamientos que permitirían evaluar otro tipo de ruidos ambientales.
- Con la entrada en vigencia de la última norma mencionada, se considera que es necesario realizar una revisión de los diferentes tipos de ruido ambiental que podrían producir molestias en la comunidad, con el fin de definir parámetros de evaluación y términos correctores que permitan mejorar el análisis que, hasta ahora, se viene realizando
- Este trabajo es un punto de partida para estudiar un tipo de ruido ambiental en particular, lo cual podría dar pie a extender el análisis a otros tipos de ruidos ambientales, que ocasionan molestias en el entorno.

## REFERENCIAS

- [1] Norma IRAM 4062, Ruidos Molestos al Vecindario. Método de Medición y Clasificación. Fecha de entrada en Vigencia: 10/05/2001
- [2] Norma IRAM 4113, Descripción, medición y evaluación del ruido ambiental. Parte 1, Magnitudes básicas y métodos de evaluación. Fecha de entrada en Vigencia: 12/06/2009. Parte 2, Determinación de niveles de ruido ambiental. Fecha de entrada en Vigencia: 23/12/2010.
- [3] Resolución SE N° 77/1998, Definición de Parametros Ambientales de Sistemas de Transmisión de Energía Eléctrica
- [4] Resolución ENRE N° 555/2001, Sistemas de Gestión Ambiental para Generadores y Transportistas de energía Eléctrica
- [5] Werner, Antonio F.; Méndez, Antonio M.; Salazar, Estela B.; El Ruido y la Audición. Editorial PEGASO Gráfica (1995)
- [6] Miyara, Federico; Control de Ruido. Obra completa en CD: Jornadas Internacionales Multidisciplinarias sobre Violencia Acústica. Copyright 2000 ASOLOFAL

## EVALUACIÓN DE RIESGO TOXICOLÓGICO DE EVENTUALES EMERGENCIAS QUÍMICAS EN ESCENARIOS SUBURBANOS Y RURALES DEL PARTIDO DE LA PLATA. ETAPA 1.

Balbi, Karina<sup>1</sup>; Orte, Marcos A.<sup>1</sup>; Elordi, Maria L.<sup>1</sup>; Gutierrez, Maria de los A.<sup>1</sup>; Colman Lerner, Jorge E.<sup>2</sup>; Porta, Atilio A.<sup>1</sup>; Sanchez, Erica Y.<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas  
Universidad Nacional de La Plata  
47 y 115

e-mail: karuslab@yahoo.com, {yaninasanch, aporta}@quimica.unlp.edu.ar , ortemarcos1@gmail.com, lucilaelordi@hotmail.com, mariadla\_gutierrez@yahoo.com.ar

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA)  
Facultad de Ciencias Exactas  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 N° 257

e-mail: jecolman@quimica.unlp.edu.ar, web: <http://cindeca.quimica.unlp.edu.ar/>

**Resumen.** *En este trabajo, y como un primer nivel de análisis (Etapa 1), se aplica el software ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) para estudiar el impacto de potenciales emisiones gaseosas en el partido de La Plata, a fin de sumar conocimientos en la etapa de preparación frente a emergencias químicas. Esta propuesta plantea utilizar información disponible, a un costo razonable para la toma de decisiones en el marco de la protección de la salud humana. Para tal fin se realizó una exploración de eventos anteriores, caracterización de las industrias regionales y principales sustancias químicas involucradas en los procesos. Se relevaron también, las características topográficas y meteorológicas regionales. En función de la información recopilada, se aplicaron criterios de selección para estudiar escenarios potenciales de emisión con ALOHA. Como resultado, las salidas gráfica del software se volcaron sobre cartografía digital de la zona de estudio, generando mapas regionales de afectación frente a potenciales escapes de amoníaco en frigoríficos. Según estadísticas, este tipo de accidente es el de mayor ocurrencia y por esto se toma como caso ejemplificativo. En la observación cartográfica, quedan claramente definidas las zonas de impacto que deberán ser delimitadas, y evacuadas si la pluma alcanza a la población, en función del grado de afectación. Para los escenarios donde la población no fue alcanzada por la pluma, los resultados constituyen una herramienta para establecer límites de referencia en lo que a planificación territorial del municipio respecta.*

**Palabras clave:** Emergencia Química, ALOHA, escenarios urbanos y suburbanos, La Plata, preparación emergencia.

## 1. INTRODUCCIÓN

Frente a los tiempos que corren, en el marco de ciudades superpobladas, importante actividad industrial, comunidades consumistas y normas que buscan alcanzar la armonía entre el ambiente, la economía y la sociedad, vivimos expuestos a situaciones de riesgo que ameritan ser estudiadas a modo de reducir el factor sorpresa y dar herramientas a los decisores para actuar frente a tales amenazas.

### 1.1 Emergencias químicas: respuesta y planificación

El impacto de una emergencia química puede ser descrito desde la perspectiva de la evaluación de riesgo: amenazas, vulnerabilidades y capacidades. El riesgo asociado a una sustancia química se define como la probabilidad de que dicha sustancia produzca daño a un organismo bajo condiciones específicas de exposición. De igual manera, si se relaciona con eventos que involucran sustancias peligrosas, sería la probabilidad de la ocurrencia del mismo con sus efectos correspondientes sobre la salud y/o el ambiente. En tal sentido, una *respuesta* eficiente frente a la ocurrencia de una emergencia química requiere de una preparación previa en el análisis de los riesgos. [1]

Los especialistas en la materia postulan que para mejorar la respuesta frente a una emergencia es necesario mejorar la preparación. La *planificación* se basa en un análisis de los riesgos y está estrechamente vinculada con los sistemas de alarma temprana.

Como bien define Herrero en la literatura Documento País 2012, [2] “Los eventos perjudiciales para el ser humano acontecen cuando los riesgos no se gestionan. Acciones que reducen la vulnerabilidad de la vida y el hábitat (no solo aumentar la resiliencia y estar preparados para responder), deben contemplar la planificación. Esta tiene por objeto contribuir al diseño, implementación, monitoreo y evaluación de estrategias y políticas, y también al desarrollo de las capacidades institucionales y sociales para el manejo de situaciones de riesgo por desastres naturales o antrópicos”.

La disminución de riesgos en situaciones de emergencias químicas es una cuestión *transversal*, que requiere un compromiso político, la comprensión de la comunidad y el conocimiento científico-técnico conjugados en el marco de una planificación responsable. [2] La ausencia de alguno de los puntos antes mencionados, puede incurrir en el inapropiado uso de los recursos (situación preocupante en países en vías de desarrollo, donde los recursos son limitados) y la toma de decisiones no acertadas, entre otros. [3]

La República Argentina carece de una ley que aborde específicamente la Gestión de riesgo de Desastres. Solo en el marco normativo se dan leyes y decretos. Por ende, esta “fragmentación” normativa se traduce en la falta de enfoque integral y compartido por todos los *actores* del gobierno respecto de la gestión de riesgo. [2]



## 1.2 Riesgos químicos en Argentina

Existen riesgos químicos de distinto tipo en el territorio nacional, siendo de mayor nivel de amenaza, los accidentes que ocurren en instalaciones fijas y durante el transporte de sustancias peligrosas. Las regiones mayormente afectadas son la Patagonia, el Centro y el Área Metropolitana de Buenos Aires. [4]

El mayor riesgo se da en los polos petroquímicos ubicados en áreas urbanas y suburbanas y con instalaciones portuarias. Algunos focos de riesgo a citar son Dock Sud; Capital Federal, Avellaneda, Lanús y Quilmes; Bahía Blanca – Ingeniero White; Zárate y Campana; Ensenada – Berisso; Puertos del Gran Rosario; Luján de Cuyo y Neuquén.

Dentro del marco nacional, CIQUIME (Centro de Información Química para Emergencias) tiene como función principal brindar información integral, directa e inmediata sobre conductas a seguir en caso de eventos que involucren sustancias químicas.

CIQUIME se creó en 1991 como un servicio público para los equipos de emergencia, como son Bomberos, Policía, Defensa Civil, Gendarmería y Prefectura, que necesitan obtener información especializada durante la ocurrencia de incidentes con mercancías peligrosas. Posteriormente, se incluyó a empresas que manipulaban materiales peligrosos. A partir del año 2010, CIQUIME comenzó a operar bajo la modalidad de Sociedad de Responsabilidad Limitada (SRL).

Adicionalmente, CIQUIME es el responsable técnico para el desarrollo de la Edición en Español de la Guía de Respuesta a Emergencias (GRE), en forma conjunta con el Departamento de Transporte de Estados Unidos (U.S. DOT), el Departamento de Transporte de Canadá (Transport Canada), y la Secretaría de Comunicaciones y Transporte de México (SCT).

Entre la producción de este Centro, puede citarse a algunos reportes de emergencias químicas [y a un informe estadístico sobre accidentes con materiales peligrosos ocurridos desde 1991 hasta 1998. [5] En este último, se consignaron 190 accidentes, considerando únicamente aquellos eventos que cumplían con información suficiente y que presentaban una complejidad pertinente a analizar. Los criterios de selección se enmarcaron en que:

- la cantidad de producto químico liberado sea superior al “límite reportable” establecido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S. EPA),
- la liberación del producto químico haya producido daños sobre la salud de, al menos, una persona (exposición, intoxicación o muerte), y/o
- el daño estimado fuese superior a los U\$S 50000.

Como información relevante del citado informe, se concluye que en Argentina:

- los accidentes químicos ocurren mayoritariamente en instalaciones fijas (principalmente fábricas y depósitos), durante los días hábiles y en la franja horaria de

8 a 17 hs.

- Los productos con mayor incidencia son los líquidos, pero los productos en estado gaseoso son los más peligrosos debido a la dificultad de controlarlos y la gran superficie que ocupan una vez dispersos.
- La principal vía de ingreso al organismo es la respiratoria. La mayor cantidad de víctimas resultaron intoxicadas por productos gaseosos.
- Los accidentes ocurren principalmente en zonas industriales ubicadas en áreas densamente pobladas.

En relación a las sustancias que aparecen involucradas con mayor frecuencia, se refiere al amoníaco como la principal.

Por todo lo expuesto, para estimar la amenaza que un determinado químico supone para la instalación, sus trabajadores, sus vecinos y el medio ambiente, se definen las llamadas Zonas Vulnerables (ZV). Estas se pueden calcular a partir de información sobre la toxicidad de la sustancia química, la cantidad disponible para descarga, el tipo de derrame (líquido o gaseoso), la duración de su liberación, cuáles son las condiciones meteorológicas (velocidad del viento y la estabilidad atmosférica), y del terreno (urbano o rural). Los métodos disponibles incluyen cálculos manuales o la aplicación de algún software como ALOHA.

### **1.3 ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres)**

ALOHA [6] es utilizado principalmente en emergencias para el despliegue rápido en la etapa de respuesta, así como para su uso en la planificación previa a la emergencia. Es una marca registrada por el gobierno de los Estados Unidos de Norteamérica, recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de tal país (US EPA). En la actualidad, ALOHA es aplicado por muchos organismos gubernamentales, consultoras y universidades para estimar en forma rápida la dispersión de los contaminantes y su impacto sobre la población. [7-13]

ALOHA posee un interesante modelo de emisión a través del cual puede predecir las tasas con que las sustancias químicas pueden escapar a la atmósfera. La dispersión de los contaminantes en aire es estimada bien por un modelo de gases densos o por un modelo gaussiano. Cuenta con una extensa biblioteca de propiedades químicas que facilita la aplicación del software. Los resultados del modelo se presentan tanto en formato de texto como gráfico. Este último representa el área de afectación a sotavento de la emisión, diferenciando zonas en donde las concentraciones pueden exceder un nivel umbral establecido por el usuario (Ej: AEGL, TEEL, ERPG, etc.).

En vista de que el viento es susceptible a cambiar su dirección y velocidad, tanto sobre la distancia (conducción del terreno) como en el tiempo, ALOHA no hace predicciones que superen los sesenta minutos de simulación, después de iniciarse una descarga o para distancias mayores a 10 km desde el origen de la emisión.

Las salidas gráficas del software, bajo la extensión de \*.kml, pueden importarse desde cualquier sistema de información geográfica (SIG) y mostrarse como una capa más sobre el mapa del escenario en cuestión. ALOHA hace uso también de información meteorológica para estimar la dispersión de los contaminantes. [14] Los cómputos de ALOHA representan un compromiso entre exactitud y velocidad de ejecución: se ha diseñado para que genere buenos resultados con la suficiente rapidez y que pueda utilizarse en la etapa de respuesta a emergencias químicas.

## **2. METODOLOGÍA**

### **2.1 Estudio de antecedentes de escapes de fuentes fijas en el partido de la plata**

El estudio parte de un relevamiento de eventos documentados mediante entrevistas con actores competentes en la Respuesta y Planificación a Emergencias de la región de estudio.

### **2.2 Relevamiento de fuentes fijas potenciales de emisión en la región de estudio y caracterización de los procesos industriales. Geo-referenciación**

La búsqueda apuntó a fuentes de emisión industriales del partido de La Plata, por considerarse fuentes que representan escenarios probables de emergencia dado los niveles y tiempos de actividad, del mismo modo que representan las fuentes de emisión con mayor probabilidad de accidente de acuerdo a la literatura, entre otros.

Para tal fin, se solicitó información tal como nombre, tipo de actividad industrial y ubicación; a la Unión Industrial de La Plata y al Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible. En base a la información recopilada se confeccionó un listado de fuentes fijas. Posteriormente, se caracterizaron los procesos industriales que involucran la manipulación de materiales peligrosos, ahondando la investigación en aquellas plantas industriales potenciales a experimentar un evento químico no deseado en función del tipo de materiales peligrosos que manipulan y cantidades.

Finalmente, el listado de industrias confeccionado fue procesado y plasmado sobre un mapa digital. Este proceso, entre otras cosas, contribuye al análisis visual a través de la ubicación geográfica de las instalaciones en un marco territorial.

### **2.3 Relevamiento de información meteorológica**

Los parámetros meteorológicos requeridos para poder ejecutar el modelo propuesto incluyen a la magnitud, dirección y persistencia del viento, temperatura, humedad relativa, radiación solar y turbulencia.

Esta información fue suministrada por el Departamento de Sismología e Información Meteorológica (SIM) de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (FCAG) de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP).

## **2.4 Relevamiento de la rugosidad del terreno entorno a la fuente de emisión**

La rugosidad del terreno permite considerar el efecto conjunto de la superficie del terreno y los obstáculos que conducen a un retardo del viento cerca del suelo. En términos físicos, la rugosidad es la altura sobre el suelo en que la velocidad media del viento es igual a cero, si el perfil es logarítmico. Comúnmente esta es definida con la variable  $Z_0$ . [15]

Si bien se recopiló información sobre el uso del suelo de la región, [16] que puede ser útil para el análisis de los resultados, en términos generales se pueden diferenciar cuatro tipos de rugosidad, que se asocian a índices  $Z_0$  como define el Reglamento CIRSOC 102, y que es el insumo ideal como parámetro de entrada al modelo. [15]

## **2.5 Definición de criterios de selección de los escenarios a modelar**

Con el objeto de acotar el universo de información relevada, la información recopilada se centra en la descripción más precisa del escenario de descarga accidental en función de los datos de entrada que se introduce al software ALOHA.

### **2.5.1 Sustancia química**

En virtud de los antecedentes de emergencias químicas, las sustancias que prevalecen, sus características toxicológicas, las industrias locales que la generan o utilizan durante los procesos productivos, cantidades utilizadas o almacenadas, y la factibilidad de ser modeladas se procede a seleccionar al amoníaco como la sustancia a investigar en este trabajo.

### **2.5.2 Emisión**

Está condicionada por el contenedor, las condiciones de almacenamiento (temperatura y presión), la posición y dimensiones de la rotura, todas estas a definir por el usuario; del mismo modo que por las características termodinámicas de la sustancia. En función de estos parámetros es que el fluido irrumpe en el exterior en forma monofásica (totalmente gasificado o prácticamente líquido) o bifásica. La fase líquida, de existir, se extiende sobre el terreno y se evapora. Para el caso de que la sustancia emitida posea una densidad similar o menor a la del aire (gas neutro o ligero), o si la mezcla de la sustancia y el aire en el momento de la emisión es muy intensa, le sucede una etapa de dispersión pasiva.

### **2.5.3 Meteorología**

Dado que la dinámica atmosférica juega un rol preponderante en la dispersión de los contaminantes, es de interés contar con una base de datos de los parámetros meteorológicos regionales más significativos que intervienen en el modelado y en el análisis de los resultados, a fin de evaluar escenarios representativos y más desfavorables para modelar. Los valores extremos (máximos y mínimos alcanzados en el año 2014) de temperatura y magnitud del viento fueron seleccionados para la modelización.

## 2.6 Simulación con ALOHA de los potenciales escenarios de emisión

Finalmente, con la información reunida, clasificada y seleccionada se procede a la ejecución de ALOHA para analizar los diferentes escenarios de interés. El período modelado se corresponde con las limitaciones propias de ALOHA que se describen en el inciso 1.3.

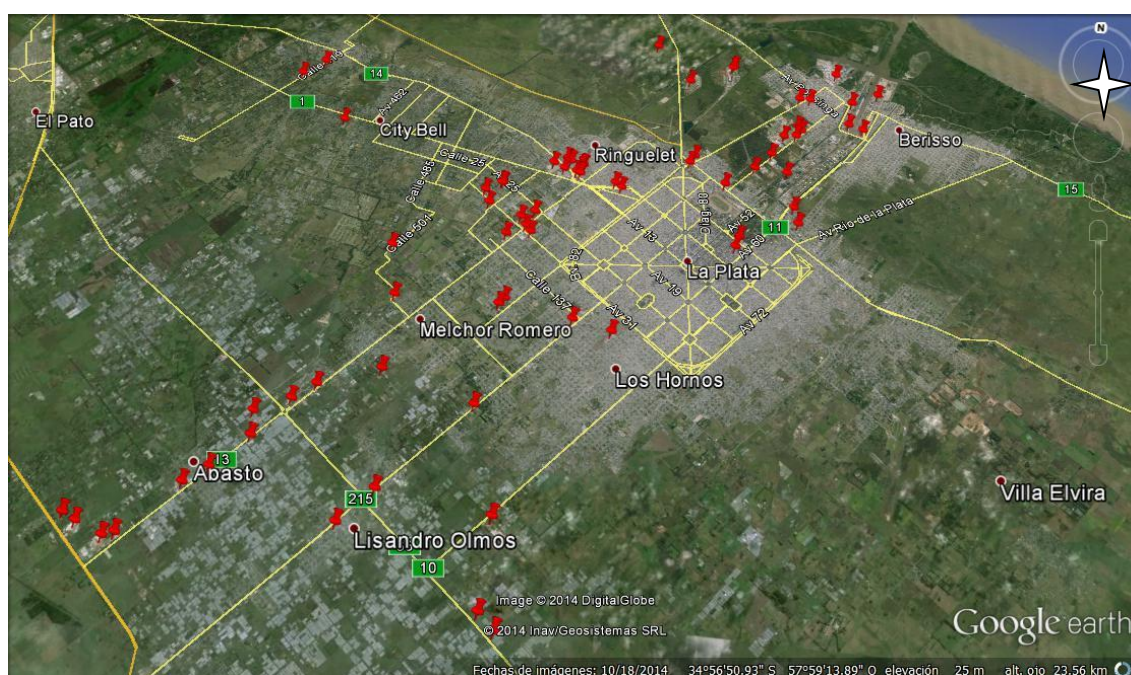
A fin de evaluar el riesgo toxicológico del amoníaco en los diferentes escenarios a modelar se empleará al índice *AEGL (Acute Exposure Guideline Levels)* de acuerdo a la jerarquía de índices toxicológicos que usualmente se aplica a situaciones de emergencia. [14, 17-20]

El índice AEGL representa límites umbrales de exposición, para el público en general, y es aplicable a los períodos de exposición de emergencia que van desde 10 minutos a 8 horas. Los procedimientos operativos del AEGL, definen a este índice como la concentración en el aire (expresada en ppm o mg m<sup>-3</sup>) de una sustancia por encima de la cual se prevé que la población general, incluyendo individuos susceptibles, podría experimentar diferentes síntomas. Tres niveles diferentes de referencia se establecen y se corresponden con aumentos en la severidad de los síntomas (AEGL-1, AEGL-2 y AEGL-3). Los múltiples períodos disponibles para cada nivel de daño permiten una interpolación fiable a diferentes tiempos. Un amplio número de AEGL ha sido publicado para varias sustancias químicas. A través del sitio Web de la EPA se puede acceder al estado actual de este proyecto. [21]

Desde la óptica del riesgo, es de interés evaluar la relación y el impacto de la Amenaza con las Vulnerabilidades. Del mismo modo es importante caracterizar las Capacidades de respuesta, pero este último punto no es considerado en este trabajo.

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

El listado de fuentes fijas, confeccionado en función de la información relevada inicialmente en la zona de estudio (ciudad de La Plata y región Gran La Plata), se plasmó sobre cartografía digital con la herramienta *Google Earth*. En la figura 1 se muestra la densidad industrial dentro del ejido urbano, destacando que sólo fueron consideradas aquellas instalaciones con al menos una chimenea, o un contenedor de almacenamiento de materiales peligrosos, en cantidades o de toxicidad significativas.



**Figura 1.** Distribución de Industrias. Zona La Plata y alrededores. Google Earth, 2015.

A partir de este gran universo industrial, y en función de estadísticas nacionales ya citadas y antecedentes regionales, en este trabajo se adopta al **amoníaco** como sustancia elegida para evaluar escenarios de riesgo en el Partido de La Plata.

El amoníaco (N° CAS 7664-41-7) es extremadamente inflamable, tóxico por inhalación y provoca quemaduras. La **inhalación** es una vía importante de exposición, sin embargo el olor del amoníaco y las propiedades irritantes pueden proporcionar una alarma adecuada de concentraciones peligrosas. La exposición al amoníaco produce usualmente irritación de los ojos, nariz, y garganta. Puede ocurrir un agotamiento respiratorio con tos, disnea, obstrucción de las vías altas respiratorias, encogimiento de los bronquios y acumulación de fluido en los pulmones. Si la piel está mojada o húmeda, el contacto con amoníaco puede causar dolor por quemadura, inflamación, ampollas, y ulceración. [22, 23]

La utilización del amoníaco como refrigerante se da por su bajo costo y por las características físicas y químicas, entre las cuales se distingue la buena capacidad de absorber calor dentro de la gran variedad de productos químicos que son utilizados como refrigerantes. A pesar de que el amoníaco para su utilización requiere de equipos bastante costosos (costo de construcción y mantenimiento), el hecho de tener una larga vida operacional sin perder sus características como refrigerante, lo hace una opción válida para este fin. Su capacidad de absorción de calor es utilizada tanto para el mantenimiento y conservación de productos alimenticios, como para la fabricación de hielo, o en otros procesos industriales. [24]

### 3.1 Descripción de los escenarios

En función de los parámetros que afectan en mayor medida, tanto el ingreso a la atmósfera de la nube tóxica como su posterior dispersión, se confeccionan diferentes escenarios.

En lo que a parámetros meteorológicos se refiere, los criterios seleccionados hacen foco en valores promedios y en otras condiciones climáticas extremas relevadas en la ciudad de La Plata, de modo de apreciar diferentes panoramas de impactos significativos.

Respecto a la emisión, se modela la planta de refrigeración de dos frigoríficos (F1 y F2) de la región de estudio, que se diferencian principalmente por las características del entorno (rugosidad). A partir de la información relevada, se trabajará sobre los siguientes supuestos como condiciones representativas de operación:

- Tanque recibidor: cilíndrico horizontal. Presión de trabajo 12 kg/cm<sup>2</sup>.
- Dimensiones estándar (diámetro 1.45 m. x longitud 5.30 m.).
- El tanque contiene amoníaco líquido, 85% de llenado.
- Tipo de rotura: orificio de 2 cm. de diámetro.

Las variables modificadas en sucesivas corridas fueron:

- Meteorológicas: Temperatura, magnitud y dirección de la velocidad del viento, y humedad relativa.
- Relacionadas con la ubicación de la fuente de emisión: Rugosidad del terreno.

En la Tabla se detallan las condiciones de corrida de cada escenario donde todos se corresponden con una emisión de amoníaco a partir de una pinchadura del tanque recibidor por encima del nivel de llenado. La diferencia entre ellos surge de las características climáticas consideradas que condicionan la dispersión de la nube tóxica. De este modo, *E1* representa al promedio de parámetros meteorológicos del período 2011-2014; *E2* y *E3* consideran la temperatura mínima y máxima, respectivamente, registrada durante el año 2014. *E4* por su lado, tiene en cuenta los vientos más fuertes registrados durante el año 2014. Finalmente *E5* considera el promedio de parámetros meteorológicos, ídem *E1* pero en *F2* (diferente rugosidad respecto a *F1*). (*a*) representa a las condiciones diurnas y (*b*) a las condiciones nocturnas, mientras que (*c*) sólo intenta mostrar el impacto de la nube tóxica con un cambio de dirección del viento.

		FRIGORIFICO									
		F1 (Zona sub-urbana)					F2 (Zona rural)				
Ubicación	Coordenadas	34° 55' 21.6" S 58° 02' 50.95" O					35° 00' 39.34" S 57° 52' 46.48" O				
	Elevación (m)	14					17				
Escenarios Clasificación		E1	E2		E3		E4		E5		
			(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(c)
Condiciones meteorológicas	Mag. velocidad viento (km h <sup>-1</sup> )	4.8	5.6	3.6	4.0	3.6	27.4	20.9	4.8		
	Dirección velocidad viento	N	SE	NNO	NNE	N	NNE		N		SO
	Alt. anemómetro (m)	8					8				
	Cobertura de nubes	media	total		total		alta	total	media		
	Humedad Relativa (%)	75	99	94	54	71	99	96	75	90	75
	Temperatura (°C)	19	4.5	2.4	34.9	31.5	17.2	16.7	19	15	19
Terreno	Rugosidad (m)	Zo: 0.2					Zo: 0.05				
	Tipo de edificación	Tipo III (Áreas industriales/suburbios de grandes ciudades)					Tipo II ( Zonas llanas con obstrucciones)				

**Tabla1.** Condiciones de ejecución de los diferentes escenarios. E1: Promedio de parámetros meteorológicos 2011-2014. E2: Temperatura mínima registrada durante año 2014. E3: Temperatura máxima registrada durante año 2014. E4: Vientos más fuertes registrados durante año 2014. E5: Promedio de parámetros meteorológicos, ídem E1. (a) Condiciones diurnas; (b) Condiciones nocturnas; (c) Cambio de dirección del viento.

En la Tabla 1 se muestran los alcances de la huellas, discriminado por nivel de AEGL, para cada escenario modelado.

Del análisis de los resultados obtenidos, en términos generales se desprende que la turbulencia atmosférica tiene el mayor impacto sobre la tasa de dispersión de la nube de amoníaco y que la estabilidad atmosférica, concepto utilizado para caracterizar las propiedades de la baja capa límite atmosférica, gobierna la mezcla del aire. De este modo, una atmósfera estable (E-F) inhibe la mezcla vertical, una atmósfera neutra (D) no permite ni inhibe el mezclado vertical, y una atmósfera inestable (A-C) manifiesta fenómenos turbulentos y de mezclado.

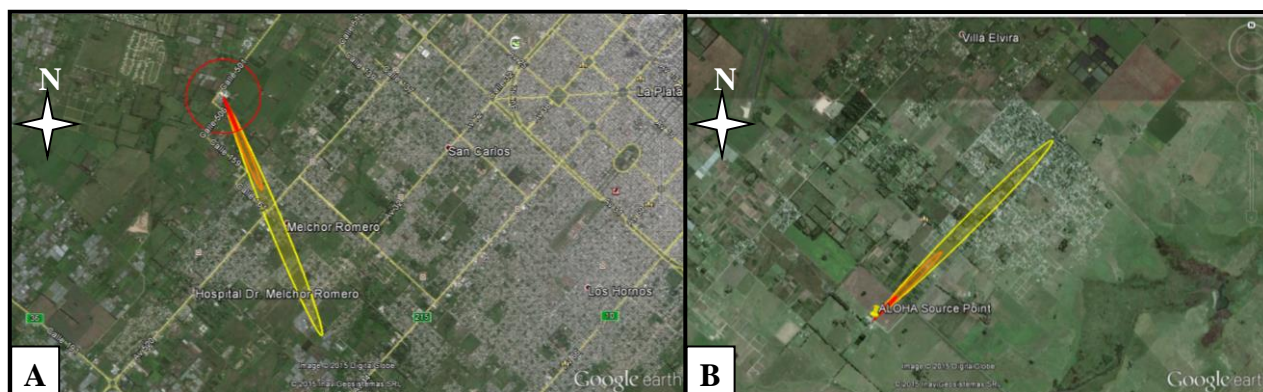


AEGLs	E1	E2a	E2b	E2b(*)	E3a	E3b	E3b(*)	E4a	E4b
3	74	114	138	420	232	230	677	63	72
2	193	321	390	1.2 km	673	668	1.8 km	172	197
1	448	829	998	3 km	1.7 km	1.7km	4.7 km	429	494
<b>Estab. atmosf.</b>	<b>B</b>	<b>D</b>	<b>D</b>	<b>F</b>	<b>D</b>	<b>D</b>	<b>F</b>	<b>D</b>	<b>D</b>

AEGLs	E5a	E5a(+)	E5b	E5b(+)	E5c
3	471	154	439	239	471
2	1.3km	436	1.2 km	667	1.3km
1	3.4km	1.1 km	3.2 km	1.7km	3.4km
<b>Estab. atmosf.</b>	<b>F</b>	<b>D</b>	<b>F</b>	<b>D</b>	<b>F</b>

**Tabla 2.** Distancias (en metros, salvo aclaración) alcanzadas por las huellas, para cada escenario evaluado en la tabla 1, discriminando los tres niveles del índice guía considerado: AEGL, y las clases de estabilidad atmosférica correspondientes a cada escenario. (\*) se modifica al escenario en cuestión, considerando una cobertura nubosa parcial. (+) se modifica al escenario en cuestión, considerando una cobertura nubosa total.

En lo particular, se observa que en los escenarios suburbanos evaluados para F1, el mayor impacto (mayor alcance de las áreas simuladas) se presenta para la conjunción de condiciones nocturnas, altas temperaturas atmosféricas, bajas velocidades del viento y cielos despejados/parcialmente nublados. Mientras que en los escenarios rurales evaluados para F2, el mayor impacto se observa también para contextos de baja cobertura nubosa frente a vientos suaves, pero sin importar si es de día o de noche. Esto puede apreciarse en la Figura 2 donde se muestran las salidas de ALOHA para el escenario E3b (\*) y E5c.



**Figura 2.** Representación de los escenarios de mayor impacto: (A) E3b(\*) para F1. (B) E5c para F2. Fuente: Google Earth.

El parámetro de la temperatura también tiene su peso en el modelado de la emisión y la dispersión, y esto puede apreciarse en la comparación de escenarios con temperaturas extremas regionales, como se representa en E2 y E3. De su análisis, surge que el que presenta el mayor impacto se corresponde a condiciones de altas temperaturas, duplicando la distancia de alcance de las zonas de afectación frente a escenarios con temperaturas mínimas (ver tabla 2).

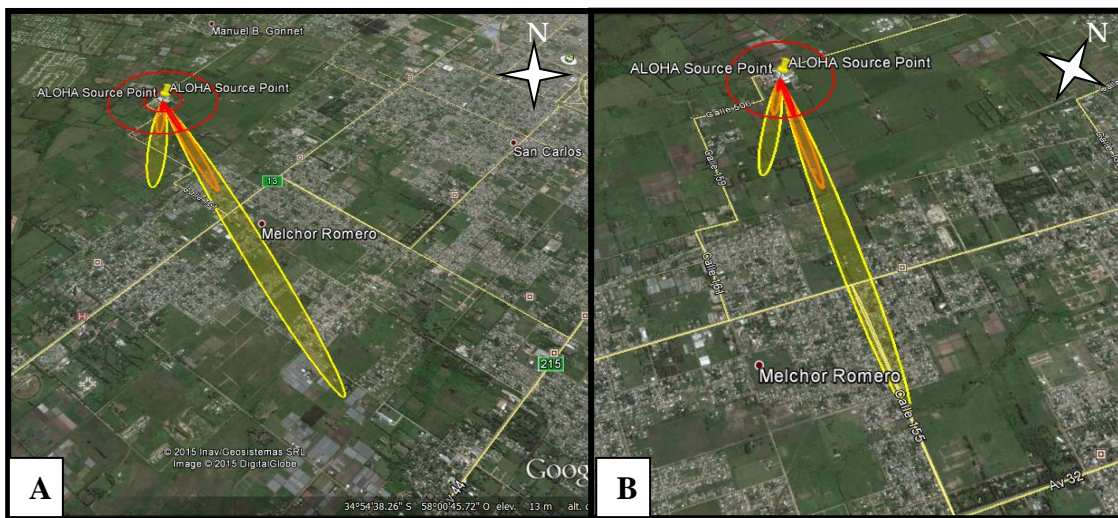
Por su parte, cuando la magnitud de la velocidad del viento es pequeña, la cobertura de nubes en escenarios nocturnos y la radiación solar incidente en escenarios diurnos son parámetros de gran peso en la dispersión de la nube tóxica. Como se observa en la Figura A, la región de impacto de un escape de amoníaco bajo condiciones atmosféricas como las que se describen para el escenario E3b -con cobertura nubosa total- es mucho menor que si se mantienen las condiciones meteorológicas pero con cobertura nubosa parcial o cielo despejado, E3b(\*). Cabe destacar que la corrida de E3b se corresponde con información observada el 18 de enero de 2014 a las 4 a.m., por lo que pensar en una noche con cielo despejado o parcialmente nublado puede referirse a condiciones climáticas características de la época del año. Un análisis similar se muestra en la Figura 3B, para E2b. La fundamentación en ambos casos, del mayor alcance de la pluma, se debe a que la estabilidad pasa de ser neutra **D** (cobertura total de nubes) a ser moderadamente estable **F** (misma situación ocurre para cielos despejados).

Para escenarios como E4, donde la magnitud de la velocidad del viento es grande ( $> 17 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ ), la cobertura de las nubes deja de afectar en gran medida la dispersión del amoníaco debido a que la advección se vuelve el fenómeno gobernante. Este comportamiento es bien explicado por las tablas de doble entrada de estabilidades atmosféricas de Pasquill-Gifford.

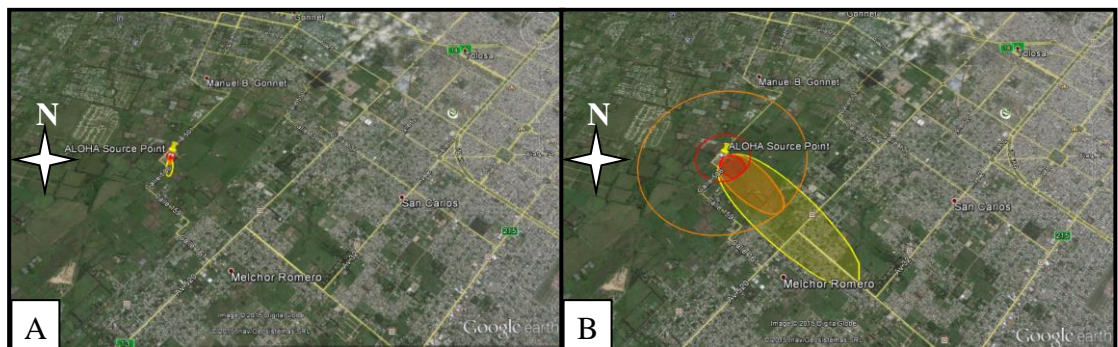
La rugosidad por su parte, tiene un gran efecto en la dispersión de los contaminantes dado que está directamente relacionada a la turbulencia atmosférica, y en consecuencia a la dispersión de los contaminantes. Este comportamiento es claramente observable en la información que se presenta en la Tabla 2, a través de los escenarios E1 y E5, debido a que la nube tóxica alcanza mayores distancias en escenarios rurales -F2-, por experimentar una menor dispersión (menor

turbulencia por escasa presencia de obstáculos), que la misma nube de amoníaco con iguales condiciones atmosféricas pero en un terreno sub-urbanizado -F1-.

Adicionalmente, se simuló una pinchadura del tanque por debajo del nivel de llenado con las condiciones meteorológicas promedios de E1. Como resultado, ALOHA informó una zona de impacto que superaba 7 los valores de distancias correspondientes a E1 (ver Figura 4). En este caso, a diferencia de las emisiones evaluadas hasta aquí, la descarga es una mezcla de gas y aerosol, y la tasa de descarga promedio supera en 21 veces la simulada por sobre el nivel de llenado (342 kg/min vs. 16 kg/min). Por su parte, la masa total descargada en esta última situación triplica la de la primera modelación (1727 kg vs. 556 kg) y representa al 38% de la masa total contenida en el tanque (4552 kg). Una representación de este escenario particular se muestra en la Figura 4.



**Figura 3.** (A) La huella más pequeña se corresponde con E3b -cobertura total de nubes- mientras que la huella más grande lo es a E3b(\*)-cobertura parcial de nubes-. (B) La huella más pequeña se corresponde con E2b -cobertura total de nubes- mientras que la huella más grande lo es a E2b(\*) -cobertura parcial de nubes-. Google Earth.



**Figura 3.** Comparación de escenarios con diferente ubicación del orificio de descarga: (A) Por encima del nivel de llenado. (B) Por debajo del nivel de llenado. Google Earth.

#### 4. CONCLUSIONES

La planificación de emergencias, junto a los reportes del almacenaje de materiales peligrosos y a la existencia de inventarios de escapes/derrames de dichas sustancias, constituyen los requisitos básicos para que los estados y las comunidades desarrollen una amplia perspectiva de los peligros químicos para toda la comunidad como también para las industrias. En este contexto, es importante estudiar los peores escenarios que pueden enfrentar una industria y la población circundante, a fin de trabajar en la mitigación.

De la evaluación de las zonas de afectación de potenciales escapes de amoníaco en escenarios sub-urbanos y rurales en la ciudad de La Plata, en función de condiciones meteorológicas típicas de la región, se concluye que:

- Las condiciones nocturnas pueden calificarse como las más desfavorables respecto a las diurnas para la dispersión atmosférica.
- Para vientos suaves, la estabilidad atmosférica depende fuertemente de la cobertura nubosa en escenarios nocturnos y de la radiación solar incidente en escenarios diurnos.
- Frente a vientos fuertes ( $> 17 \text{ km h}^{-1}$ ), la advección se presenta como el proceso gobernante de la dispersión.
- Las bajas temperaturas ambientales, características de épocas invernales, manifiestan una menor área de impacto de la nube tóxica frente a escenarios estivales de altas temperaturas atmosféricas.
- El índice de rugosidad se muestra directamente proporcional al grado de turbulencia, por lo que F1 se haya emplazado en una región más propicia para la dispersión que F2 pero con un entorno más vulnerable que amerita un estudio más cuidadoso y detallado.
- El alcance de las huellas de impacto es mayor para situaciones en donde el orificio de emisión se localiza por debajo del nivel de llenado del amoníaco. Dado que los tanques recipientes suelen estar completo en el 85% del volumen del mismo, es que la superficie probable para sufrir una rotura/perforación en tales condiciones es mayor que la que se encuentra por encima del nivel de llenado.

Por lo expuesto hasta aquí, como punto de análisis tanto para la planificación de eventuales escapes de amoníaco como para el funcionamiento cotidiano de las plantas industriales que utilicen al amoníaco como refrigerante, es importante focalizar sobre las conclusiones mencionadas para arribar a los escenarios más desfavorables.

De modo complementario, y de acuerdo a la directa relación que presenta la rugosidad del terreno con la dispersión de una nube tóxica, sería de utilidad considerar la posibilidad de incluir barreras físicas que delimiten el avance de la nube tóxica a distancias acordes para que no alcance a poblaciones circundantes pero que tampoco afecte a los empleados de la propia industria.

Finalmente, si bien ALOHA es un software de reconocida solvencia técnica y fiabilidad, no produce de forma directa una estimación del volumen de medio afectado. Por tanto el empleo



de esta herramienta de simulación requiere del procesado de los resultados, por parte del usuario y fuera del modelo para estimar, por ejemplo, el número de individuos afectados por la nube tóxica.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC PBA), y a la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), que han contribuido con fondos para este trabajo y con cargos para varios de los autores. Agradecen también al Departamento de Sismología e Información Meteorológica (SIM) de la Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas (FCAG) de la UNLP por suministrar la información meteorológica, y a todas las personas que colaboraron con este trabajo.

## 6. REFERENCIAS

- [1] Sánchez EY. *Tesis de Doctorado* aprobada en la Facultad de Ciencias Exactas de la UNLP. (2012) Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/2779>.
- [2] Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Cruz Roja Argentina. *Documento País 2012. Riesgo de desastres en Argentina*. (2012) Disponible en: [http://www.msal.gov.ar/salud-y-desastres/images/stories/4-biblio-recursos/pdf/2014-04\\_documento-pais.pdf](http://www.msal.gov.ar/salud-y-desastres/images/stories/4-biblio-recursos/pdf/2014-04_documento-pais.pdf), accedido en mayo de 2015.
- [3] Sanchez EY y Acquesta AD. *El Sistema CRISIS para la Gestión de Riesgos*. Tesina de Diplomatura. Consejo Provincial de Emergencias e Instituto Provincial para la Administración Pública, PBA. La Plata, Argentina. (2011)
- [4] Ministerio de Salud de la Nación Argentina (MSAL). Disponible en <http://www.msal.gov.ar/salud-y-desastres/index.php/riesgos-de-desastres-en-argentina/principales-amenazas/problemas-con-materiales-toxicos>, accedido en mayo de 2015
- [5] Centro de Información Química para Emergencias (CIQUIME). *Accidentes con sustancias químicas en Argentina. Informe Estadístico 1991-1998*. Disponible en <http://cidbimena.desastres.hn/docum/crid/Diciembre2005/pdf/spa/doc11470/doc11470-contenido.pdf>, accedido mayo de 2015.
- [6] ALOHA. Disponible en <http://www2.epa.gov/comeo/aloha-software>, accedido mayo de 2015.
- [7] National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division (NOAA-HMRAD). *ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres), 5.0 Theoretical Description*, Contribution No. HMRAD 92-5, draft report, Seattle, WA. (1992).
- [8] NOAA-HMRAD and United States Environmental Protection Agency, Chemical Emergency Preparedness and Prevention Office. *ALOHA User's Manual*, National Safety Council, Washington, D.C. (1992).
- [9] Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Análisis de herramientas de evaluación de la difusión y comportamiento de agentes químicos en el marco de la normativa de responsabilidad medioambiental.
- [10] Mazzoldi A., Hill T., Colls J. *CFD and Gaussian atmospheric dispersion models: A*

- comparison for leak from carbon dioxide transportation and storage facilities. Atmospheric Environment* 42 8046–8054. (2008)
- [11] Tseng J.M., Su T.S., Kuo C.Y. *Consequence evaluation of toxic chemical releases by ALOHA*. *Procedia Engineering* 45 384 – 389. (2012)
- [12] Bernatik A., Zimmerman W., Pitt M., Strizik M, Nevrlly V., Zelinger Z. *Modelling accidental releases of dangerous gases into the lower troposphere from mobile sources*. *Process Safety and Environment Protection* 86: 198–207. (2008)
- [13] Shao H., Duan G. *Risk quantitative calculation and ALOHA simulation on the leakage accident of natural gas power plant*. *Procedia Engineering* 45: 352 – 359. (2012)
- [14] Ruiz Boada F., González Ferradas E., Miñana Aznar A. (2003). *Zonas de Planificación para accidentes graves de tipo tóxico*. Guía técnica (en el ámbito del Real Decreto 1254/99 [Seveso II]). Murcia: Universidad de Murcia.
- [15] Reglamento CIRSOC 102. *Acción del viento sobre las construcciones*. Ed. INTI. (1994)
- [16] Hurtado M. *Análisis Ambiental del Partido de La Plata: Aportes al ordenamiento territorial*. 1ªEd. Consejo federal de Inversiones. (2006)
- [17] Subcommittee on Acute Exposure Guideline Levels, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology, National Research Council. *Standing Operating Procedures for Developing Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Chemicals*. Washington, DC, National Academies Press. 224 p. (2001)
- [18] American Industrial Hygiene Association, Emergency Response Planning (ERP) and Workplace Environmental Exposure Level (WEEL) Committees. *Emergency Response Planning Guidelines (ERPG) & Workplace Environmental Exposure Levels (WEEL) Handbook*. Washington, DC, AIHA. (2007).
- [19] Craig DK y Lux CR. *Methodology for Deriving Temporary Emergency Exposure Limits (TEELs)*. Westinghouse Safety Management Solutions. Aiken, SC: U.S. Westinghouse Savannah River Company, WSRC-TR-98-00080. (1998)
- [20] Craig DK, Davis JS, Hansen DJ, Petrocchi AJ, Powell TJ, Jr.Tuccinardi TE. *Derivation of Temporary Emergency Exposure Limits (TEELs)*. *Journal of Applied Toxicology*. 20: 11-20 (2000)
- [21] U.S. EPA. *Acute Exposure Guideline Levels*. Disponible en <http://www.epa.gov/oppt/aegl/>, accedido en mayo de 2015
- [22] Consejería de Sanidad, Región de Murcia. Ficha de seguridad del AMONIACO. (2007) Disponible en <https://www.murciasalud.es/recursos/ficheros/98260-Amoniac.pdf>, accedido en mayo de 2015.
- [23] U.S.EPA. *Hazards of Ammonia Releases at Ammonia Refrigeration Facilities* (2001)
- [24] Vio Ulloa J. *Guía uso y manejo de amoníaco en la Refrigeración de frutas y hortalizas frescas: Plan de Emergencias*. Ministerio de Agricultura/ Ministerio de Trabajo y Previsión Social. (2012)

## MC-2D Y MCF-2D PARA LA EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE Y LA VARIABILIDAD DE UN MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICO

Diez, Sebastián C.<sup>1\*</sup>; Lopez, Juan F.<sup>1</sup>; Sampo, Luciana<sup>1</sup> y Britch, Javier<sup>1</sup>

1\*: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro M. Lopez esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba.  
e-mail: sdiez@ciqa.com.ar, web: <http://www.ciqa.com.ar>

**Resumen.** *En las estimaciones de la dispersión de los contaminantes del aire es poco común encontrar valoraciones de la incertidumbre. Por este motivo aquí se propone emplear la metodología Monte Carlo 2D (MC-2D), la cual permite la evaluación de forma simultánea de la variabilidad y la incertidumbre. Las incertidumbres de los parámetros de los cuales dependen los modelos, no se deben únicamente a la aleatoriedad del sistema bajo estudio, sino también a la escasez de datos o la interpretación subjetiva de la información, por lo que en los últimos años se ha sugerido la adopción de un enfoque basado en Conjuntos Difusos para su tratamiento. Por este motivo, las incertezas también fueron modeladas bajo este paradigma, generando así la herramienta denominada Monte Carlo Difuso 2D (MCF-2D). Las dos aplicaciones desarrolladas (MC-2D y MCF-2D) fueron implementadas utilizando como caso de estudio una emisión puntual situada en la provincia de Córdoba, considerando dos fuentes principales de incertidumbre: la meteorología y las emisiones. El análisis de incertidumbre mediante el MC-2D se realizó sobre el receptor máximamente expuesto. Por otra parte con el MCF-2D, implicó menos tiempo de cómputo, pero las estimaciones fueron mucho más conservadoras que las efectuadas con el MC bidimensional.*

**Palabras clave:** Dispersión, modelado, incertidumbre, variabilidad, fuzzy.

### 1. INTRODUCCIÓN

Los modelos de dispersión atmosférica son herramientas para predecir el destino y el transporte de los contaminantes y de esta forma evaluar el impacto de las fuentes emisoras en la calidad del aire [1]. Sin embargo, dado que la dispersión atmosférica es un fenómeno estocástico, la concentración en un determinado momento y ubicación no puede ser predicha con exactitud [2].

Además de la incertidumbre y variabilidad inherente a los procesos atmosféricos, existe una incertidumbre asociada propiamente al modelo de calidad del aire, su uso y sus

parámetros [3]. Ejemplo de ello son errores en los datos de entrada, el empleo de datos sustitutos, la formulación del modelo y la aplicación del mismo a condiciones fuera del rango de validez.

Mientras que por variabilidad se entiende a la heterogeneidad real observada en la naturaleza (diferencias temporales, espaciales o interindividuales), la incertidumbre representa el conocimiento incompleto acerca de una magnitud específica, cuyo “valor verdadero” se podría establecer si existiera un dispositivo de medición perfecto [4]. La variabilidad es una propiedad del sistema en estudio, que no puede reducirse por más que se perfeccione el sistema de medición. En contraste, la incertidumbre se considera una propiedad del proceso de medición, que puede minimizarse por ejemplo obteniendo más datos o de mayor calidad [5].

Los modelos de dispersión son comúnmente utilizados en la evaluación de riesgos a la salud, y bajo este marco se recomienda tratar por separado la variabilidad y la incertidumbre, dado que cada uno de éstos conceptos tiene una implicación diferente para la gestión del riesgo.

Por otra parte, las incertidumbres asociadas con los sistemas del mundo real no se limitan sólo a procesos aleatorios [6], reconociéndose, al menos dos tipos de incertidumbres, las estocásticas y las epistémicas. Mientras que la incertidumbre estocástica puede ser tratada mediante la teoría de probabilidades (siempre que se cuente con suficientes datos), la incertidumbre epistémica puede ser representada utilizando la Teoría de Conjuntos Difusos (Fuzzy Set Theory) [6]. Esta teoría desarrollada por Zadeh [7], utiliza información incierta, vaga e imprecisa de manera precisa [8], y con la capacidad de tratar las incertidumbres asociadas a las variables lingüísticas [9]. La Teoría de Conjuntos Difusos (TCD) introduce el concepto de “verdad parcial” para cuantificar las incertidumbres asociadas a las variables lingüísticas [10]. Esto permite definir el grado de correspondencia de un elemento a un conjunto por medio de una función de pertenencia. En la teoría clásica de conjuntos, la función de pertenencia sólo tiene dos valores: 0 (no pertenencia) y 1 (pertenencia), mientras que para la teoría de conjuntos difusos la función de pertenencia puede tomar cualquier valor en el intervalo  $[0,1]$ , en donde 0 significa no pertenencia, 1 pertenencia, y los valores intermedios representan pertenencia parcial [11]. Hoy en día la utilización simultánea de la TCD y la teoría de probabilidades (TP) en un marco integral, se halla en franco desarrollo, mediante la creación de modelos híbridos para el tratamiento de las incertidumbres del mundo real [12].

El objetivo de este trabajo es plantear una metodología y así poder evaluar simultáneamente la variabilidad y la incertidumbre de los resultados de un modelo de dispersión, mediante un enfoque puramente probabilista (MC-2D) y un enfoque híbrido (MCF-2D) y comparar sus prestaciones. Para ello se empleó como caso de estudio una fuente puntual que emite material particulado (PM) a la atmosfera, y ubicada a unos 20 km de la Ciudad de Córdoba, Argentina, incluyendo en este análisis algunas variables



(meteorológica y emisiones).

## 2. MODELADO DE LA DISPERSIÓN

De la gran diversidad de herramientas matemáticas para el modelado de la dispersión (modelos de caja, lagrangianos, eulerianos, etc.) aquí se empleó una aplicación del modelo gaussiano: el modelo computacional ISC [13], elegido debido a su simpleza y al bajo costo de cómputo. ISC es un modelo Gaussiano de estado estacionario, creado por la USEPA como modelo regulatorio. Hasta el año 2006 fue el modelo “preferido” de la USEPA, momento a partir del cual fue sustituido por AERMOD [14]. Desde entonces ISC es conocido como un “modelo alternativo”, a pesar de lo cual sigue siendo utilizado como modelo regulatorio en muchas partes del mundo, debido a su robustez, adaptabilidad a distintas situaciones, la disponibilidad de los datos requeridos para su ejecución y lo relativamente sencillo de manipular en comparación con modelos más avanzados.

Estas características fueron combinadas con la simulación MC, la cual mediante la generación de números aleatorios permite el sorteo repetitivo de las variables independientes, a partir de sus distribuciones de probabilidad. Cada vez que se genera un conjunto de valores para las variables independientes, se obtiene el valor de salida mediante las operaciones matemáticas del modelo. Los conjuntos de valores sorteados, junto a la respuesta que produce son almacenados para su posterior análisis [15].

La chimenea estudiada se encuentra ubicada aproximadamente a 2 kilómetros al sur de la localidad de Malagueño (provincia de Córdoba), y corresponde a la salida de los gases de combustión del horno rotatorio (proceso principal), y fue escogida dado que posee la mayor tasa de emisión entre las fuentes puntuales de las plantas caracterizadas. En la Tabla 1 se resumen las características de esta fuente.

Variable	Símbolo	Valor
Tasa de emisión	Q	6.274 g/s
Velocidad gases	vs	12.5 m/s
Diámetro	ds	4 m
Altura	hs	36 m
Temperatura	Ts	403 K

**Tabla 1.** Resumen parámetros chimenea horno.

## 3. MONTE CARLO 2D (MC-2D) Y MONTE CARLO DIFUSO 2D (MCF-2D)

Algunos investigadores propusieron la simulación Monte Carlo bidimensional o de segundo orden (MC-2D), para estimar la incertidumbre en los cálculos de riesgos

derivados de los parámetros usados [4]. El MC-2D es una metodología donde las distribuciones que reflejan variabilidad e incertidumbre de las variables independientes son muestreadas por separado, pudiendo estimar así la variabilidad y la incertidumbre en la respuesta del modelo [16]. Sin embargo, debido a la complejidad inherente de esta metodología, la simulación MC unidimensional continua siendo la más empleada [17].

Por otra parte, la teoría de conjuntos difusos (TCD) [18-19] es una herramienta que hace posible la evaluación de la incertidumbre en los resultados, evitando las dificultades asociadas con el análisis probabilista, ya que no requiere del conocimiento de las distribuciones de probabilidad. Los parámetros inciertos del modelo son tratados como números difusos, y pueden ser manipulados por operadores especialmente diseñados. En este trabajo se empleó el Método de Transformación (MT) [20], mediante el cual la respuesta del modelo es reconstruida a partir de la combinación de los extremos de cada intervalo ( $\alpha$ -nivel) de todas las variables independientes (números difusos) de todas las formas posibles.

#### 4. INCERTEZAS EN LA METEOROLOGÍA

Los datos meteorológicos suelen ser la causa de más de la mitad de la incertidumbre en la predicción de las concentraciones horarias con modelos dispersión [21].

Para el presente estudio, se utilizaron 5 años de datos horarios (2007-2011), provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), medidos en el Aeropuerto Internacional Córdoba. Estos datos presentan saltos discretos para dos de las variables: velocidad y dirección del viento, por lo que sólo se han considerado estas dos variables para el análisis de incertidumbre. Estas discontinuidades pueden ser causadas por la sensibilidad de los instrumentos de medida, la metodología utilizada en el tratamiento de las mediciones y la forma en que los datos están "empaquetados" para su distribución. Esta característica genera incertidumbre acerca de la "verdadera" distribución de ambas variables, ya que son variables continuas.

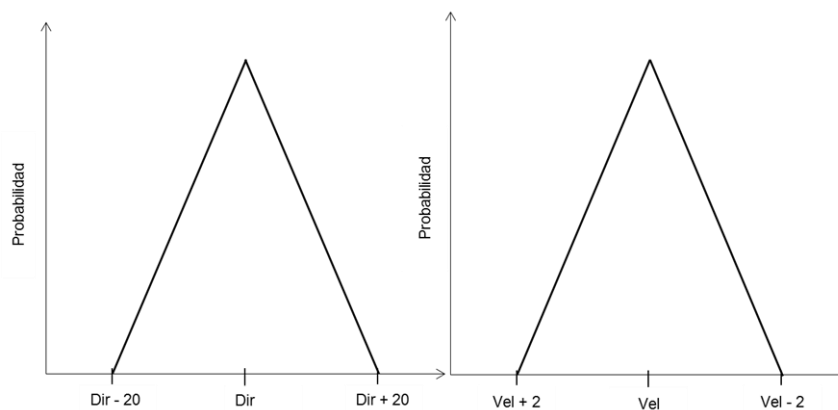
La Tabla 2 muestra esta inhomogeneidad (cifras resaltadas en rojo). Por ejemplo, para la dirección del viento la mayoría de éstos saltos son de  $20^\circ$ , pero en algunos casos son de  $30^\circ$ . De forma similar ocurre con la velocidad. Por este motivo para caracterizar la incertidumbre en la dirección del viento ha sido tomado el valor de  $\pm 20^\circ$  para la mayoría de los casos, mientras que en los caso "irregulares" de  $-20/+30^\circ$  y  $-30/+20^\circ$ . Para la velocidad del viento la incertidumbre adoptada ha sido de  $\pm 2\text{km/hr}$  (casos regulares), mientras que para el resto de  $-2/+1\text{km/hr}$  y  $-1/+2\text{km/hr}$ .

Las distribuciones deberían derivarse de datos históricos (mediante distribuciones empíricas o con el ajuste de distribuciones paramétricas), a partir del conocimiento del proceso subyacente (por ejemplo, proceso binomial o proceso de Poisson), o de la

elicitación a expertos [22]. Pero debido a que no se tienen mayores datos que permitan la utilización de distribuciones de mayor complejidad, y además con el fin de comparar los resultados de MCF-2D, se ha empleado una distribución triangular para ambas variables (Fig. 1).

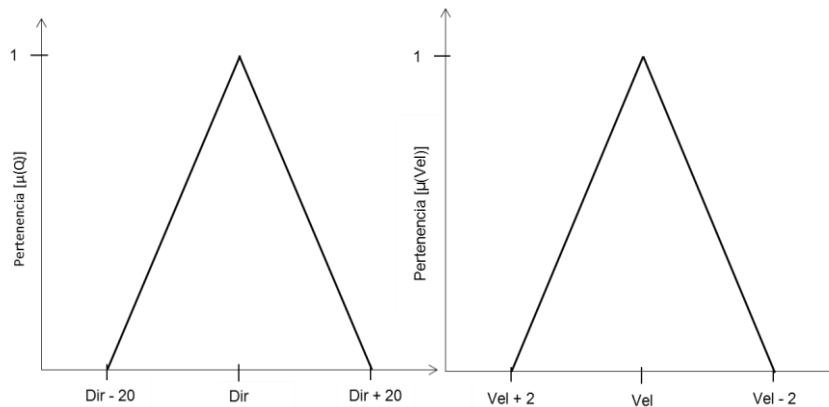
Dirección Viento [°]	Velocidad Viento [km/hr]	
0	2	<b>31</b>
20	4	33
<b>50</b>	6	35
70	<b>7</b>	37
90	9	39
110	11	41
<b>140</b>	13	43
160	15	<b>44</b>
180	17	46
200	19	48
<b>230</b>	<b>20</b>	50
250	22	52
270	24	56
290	26	<b>59</b>
<b>320</b>	28	<b>74</b>
340	30	<b>78</b>

**Tabla 2.** Saltos discretos de los valores suministrados por el SMN para la dirección y velocidad de viento.



**Figura 1.** Distribución triangular dirección [°] (izq.) y velocidad del viento [km/hr] (der.).

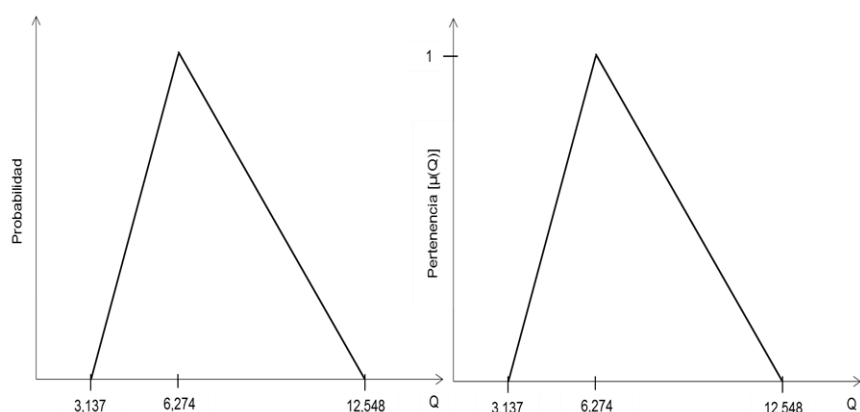
Para proporcionar una base para la comparación entre ambos enfoques, las formas de la función de pertenencia utilizada en el Método de Transformación son las mismas que las usadas en las simulaciones Monte Carlo (funciones de densidad de probabilidad). En la Figura 2 se muestra la función de pertenencia para ambas variables.



**Figura 2.** Funciones de pertenencia para la dirección [°] (izq.) y la velocidad del viento [km/hr] (der.).

## 5. INCERTIDUMBRE EN LAS EMISIONES

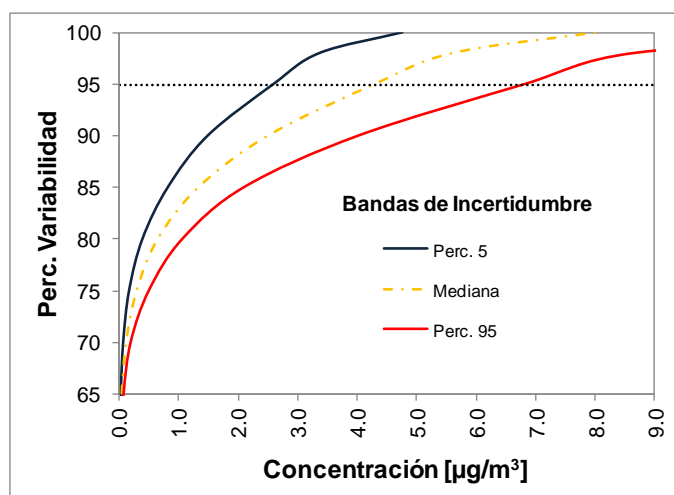
Las tasas de emisión se determinan normalmente por el monitoreo continuo o periódico de las emisiones, utilizando balances de material o por medio de factores de emisión derivados de fuentes similares [23]. En nuestro caso, no se dispone de datos de monitoreo ni acceso a los datos del balance de material del proceso, por lo que las tasas de emisión de material particulado fueron modelados empleando la guía AP-42 "Compilation of Pollutant Emission Factors" [24]. A pesar de que ésta técnica de estimación es muy útil, involucra diversas incertidumbres en la estimación relacionadas con la calidad de los datos de entrada, el uso de parámetros y datos de sustitutos. Otras incertidumbres involucradas incluyen la formulación modelo y su posterior aplicación fuera del rango de validación [25]. Como no se encuentra en la bibliografía valores cuantitativos de las incertezas para los factores de emisión para las actividades involucradas en este estudio, aquí se plantea el hipotético caso en el que la incertidumbre de las emisiones es de hasta un 50% menor al valor estimado (media) y hasta un 100% superior. Teniendo en cuenta que los modelos de dispersión predicen concentraciones dentro de un factor de dos (o tres) veces las concentraciones medidas ( $0.5 < \text{Conc.Predicha} / \text{Conc.Observada} < 2.0$ ) [26], y dado que la concentración es directamente proporcional a la tasa de emisión, es que se considera que esta magnitud es acorde. En este caso también se empleó una distribución (y una función de pertenencia) triangular.



**Figura 3.** Distribución de la incertidumbre de la tasa de emisión “Q” [g/s] (izq.) y su función de pertenencia (der.).

### 6. ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE: MC-2D vs MCF-2D

El análisis de incertidumbre se realizó sobre el receptor máximamente expuesto determinado por el modelo de dispersión ISC. El lazo externo asociado a la incertidumbre fue de 500 iteraciones, mientras que el interno asociado a la variabilidad fue de 10000 iteraciones (total:  $500 \times 10000 = 5 \times 10^6$  iteraciones). Los resultados se muestran en la Figura 4. El eje de las ordenadas representa el Percentil de Variabilidad (probabilidad acumulada) y muestra tres curvas para la variabilidad temporal en el receptor máximamente expuesto. La curva de color azul representa el percentil 5 de incertidumbre y la de color rojo el percentil 95, por lo tanto la banda corresponde a una confianza del 90%.

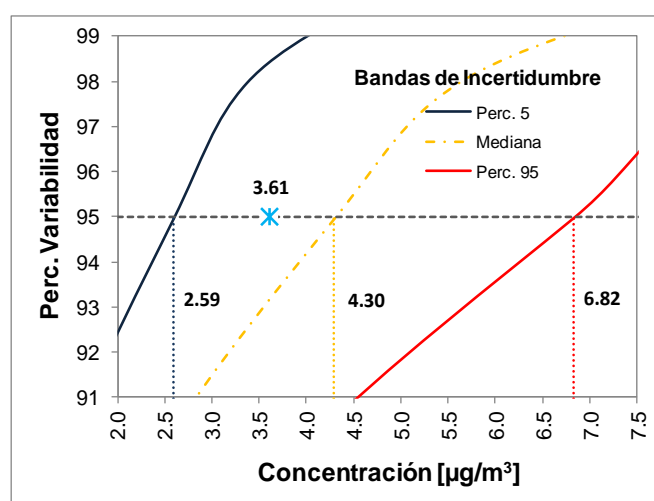


**Figura 4.** Bandas de incertidumbre en la concentración horaria de PM. Estas bandas indican los límites inferior y superior (intervalo de confianza del 90%).

Según la USEPA, las decisiones relativas a la gestión de riesgos a la salud deberían basarse en el peor de los casos. También sugiere que en el caso de disponer de

información suficiente para caracterizar las distribuciones de probabilidad, las decisiones podrían fundamentarse en la cola de la distribución [27].

En la Figura 5 se muestra la gráfica anterior ampliada para el percentil 95 de variabilidad. Como se puede observar, la banda de incertidumbre varía entre  $2.59$  y  $6.82\mu\text{g}/\text{m}^3$  (con una mediana de  $4.30\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). De acuerdo a esto, se podría afirmar entonces (con un 90% de confianza), que el 95% del tiempo la concentración (promedio horario) de material particulado no excede el valor de  $6.82\mu\text{g}/\text{m}^3$  en el receptor máximamente expuesto, siendo el valor más probable para este percentil  $4.30\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



**Figura 5.** Zoom sobre las bandas de incertidumbre. Las líneas de puntos indican los límites inferior, la mediana y el límite superior del percentil 95 de variabilidad.

El tratamiento difuso de las incertidumbres se realizó también sobre el receptor máximamente expuesto. Se realizaron 88 simulaciones: 11  $\alpha$ -niveles (0, 0.1, 0.2,...1) x 23 combinaciones posibles (tres variables inciertas) por cada una de las 10000 iteraciones de variabilidad (total:  $88 \times 10000 = 8.8 \times 10^4$  iteraciones). En la Figura 6 se muestran los resultados obtenidos con el MCF-2D y en la Tabla 3 se comparan los distintos  $\alpha$ -cuts (MCF-2D) y niveles de confianza (MC-2D) para el percentil 95 de variabilidad.

Si se compara lo que ocurre en el percentil 95 de variabilidad, para un  $\alpha$ -nivel de 0.1 (equivalente a una confianza del 90% para el caso del método probabilístico), la incertidumbre en la concentración varía entre  $0.02$  y  $9.17\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mientras que para el MC-2D la incertidumbre (90% confianza) tiene un rango de  $2.59$  a  $6.82\mu\text{g}/\text{m}^3$ , indicando que la estimación difusa de la incertidumbre es mucho más conservadora que la del método de Monte Carlo.

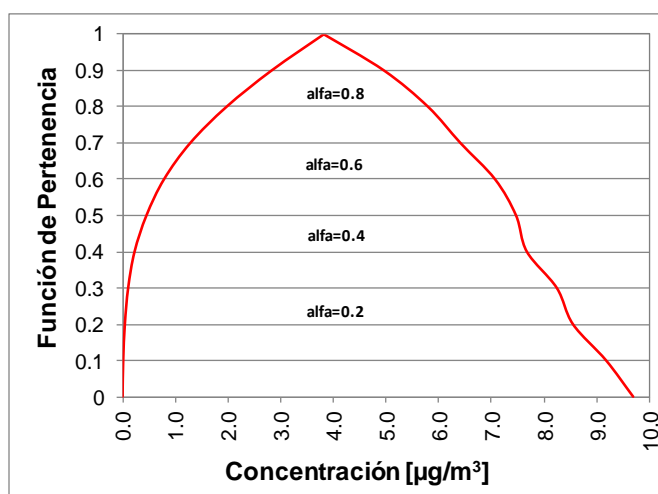


Figura 6. Función de pertenencia obtenida para el percentil 95 de variabilidad.

$\alpha$ -nivel	MCF-2D		MC-2D		
	Min [µg/m³]	Max [µg/m³]	Nivel de confianza	Perc. Min [µg/m³]	Perc. Max [µg/m³]
0.0	0.01	9.68	100	1.97	8.27
<b>0.1</b>	<b>0.02</b>	<b>9.17</b>	<b>90</b>	<b>2.59</b>	<b>6.82</b>
0.2	0.05	8.54	80	3.02	6.29
0.3	0.11	8.24	70	3.21	5.97
0.4	0.24	7.67	60	3.38	5.67
0.5	0.46	7.46	50	3.49	5.39
0.6	0.79	7.06	40	3.64	5.09
0.7	1.29	6.41	30	3.80	4.87
0.8	1.98	5.79	20	4.02	4.64
0.9	2.83	4.96	10	4.16	4.46
1	3.82	3.82	0	4.30	4.30

Tabla 3. Comparación entre las salidas del MCF-2D y el MC-2D para el percentil 95 de variabilidad.

## 7. CONCLUSIONES

La concentración de material particulado (y las de cualquier otro contaminante del aire) es una variable aleatoria que no puede ser predicha con exactitud. Una estimación determinista no proporciona suficiente información sobre este escenario, porque, entre otras cosas, no considera la incertidumbre de las estimaciones. Por esa razón sería deseable que los modelos de dispersión como ISC (y otros modelos regulatorios) sean modificados y puedan aceptar como datos de entrada las incertidumbres de los parámetros, pudiendo informar de esta manera la concentración junto a una valoración de

las incertidumbres de los resultados. Esto podría ser utilizado para permitir a los tomadores de decisiones evaluar la validez de las estimaciones en aplicaciones reales.

En este trabajo fueron implementadas y comparadas dos metodologías para abordar las incertidumbres en el modelado de la dispersión: el método de Monte Carlo 2D (MC-2D), y la herramienta aquí denominada Monte Carlo Difuso 2D (MCF-2D). La primera es una herramienta no muy popular, pero que se viene utilizando desde hace tiempo en la Evaluación del Riesgo Ambiental. La segunda herramienta emplea un enfoque basado en la Teoría de Conjuntos Difusos junto a la teoría de probabilidades, es decir que se trata de un método híbrido: muestreo de la variabilidad empleando el MC y la lógica difusa para caracterizar las incertezas.

Estas dos aplicaciones (MC-2D y MCF-2D) fueron implementadas utilizando como caso de estudio una fuente puntual situada en la provincia de Córdoba, considerando dos fuentes principales de incertidumbre: la meteorología y las emisiones.

La meteorología provista por el SMN presenta saltos discretos en los datos de la velocidad y dirección del viento, a pesar de que ambas son variables continuas. Por lo tanto la propagación de esta fuente de incertidumbre fue analizada considerando una distribución de error de acuerdo a éstos saltos.

El análisis de incertidumbre mediante el MC-2D se realizó sobre el receptor máximamente expuesto, empleando un lazo de 500 iteraciones para modelar la incertidumbre y de 10000 iteraciones para modelar la variabilidad. Los resultados mostraron (con un 90% de confianza). Por otra parte con el MCF-2D se realizaron 88 simulaciones de incertidumbre y 10000 iteraciones de variabilidad. Esto implica mucho menos tiempo de cómputo (una quinta parte del MC-2D), pero las estimaciones fueron mucho más conservadoras que las efectuadas con el MC bidimensional. En el percentil 95 de variabilidad ( $\alpha=0.1$ ), la incertidumbre en la concentración varió entre 0.02 y  $9.17\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mientras que para el MC-2D la incertidumbre (90% confianza) tiene un rango de 2.59 a  $6.82\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Entonces a pesar de tener algunas ventajas computacionales (aunque la implementación fue más laboriosa), el MCF-2D resulta sobreestimar en una cuantía importante los resultados obtenidos con el MC-2D.

Por último, es importante señalar que existen otras variables meteorológicas y de emisiones sujetas a incertidumbres (estabilidad atmosférica, longitud de rugosidad, altura de mezcla, factores de emisión, etc.), cuyas implicancias no fueron consideradas aquí. Por lo que en futuros trabajos sería importante poder estudiar la influencia de éstos factores en los resultados del modelo de dispersión.



## REFERENCIAS

- [1] Monteiro A., Vautard R., Borrego C., Miranda A. I., Costa A. M., Carvalho A.C. y Lopes M. "Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment", *Environment International*. Vol. 34 pp. 613-620 (2008).
- [2] Chatwin P. C., "The Use of Statistics in Describing and Predicting the Effects of Dispersing Gas Clouds", *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 6, pp. 213-230 (1982).
- [3] Hanna S. R., Chang J. C. y Fernau M. E., "Monte Carlo Estimates of Uncertainties in Predictions by a Photochemical Grid Model (UAM-IV) due to Uncertainties in Input Variables", *Atmospheric Environment*. Vol. 32, pp. 3619-3628 (1998).
- [4] Cullen A. C. y Frey H. C., *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, Plenum Press (1999).
- [5] Dabberdt W. F. y Miller E., "Uncertainty, Ensembles and Air Quality Dispersion Modeling: Applications and Challenges", *Atmospheric Environment*. Vol. 34, pp. 4667-4673 (2000).
- [6] Kumar V. *Soft Computing Approaches to Uncertainty Propagation in Environmental Risk Management*. Tesis de Doctorado. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Rovira I Virgili (2008).
- [7] Zadeh L. A. "Fuzzy Sets", *Information and Control*. Vol. 8, pp. 338-353 (1965).
- [8] Borri D., Concilio G. & Conte E. "A fuzzy approach for modeling knowledge in environmental systems evaluation", *Computers, Environment and Urban Systems*. Vol. 22, pp. 299-313 (1998).
- [9] McKone T. E. & Deshpande A.W. "Can Fuzzy Logic Bring Complex Problems into Focus?", *Environmental Science & Technology*. Vol. 39, pp. 42A-47A (2005).
- [10] Chen G. y Pham T. *Introduction to Fuzzy Sets, Fuzzy Logic and Fuzzy Control Systems*. CRC Press, Boca Ratón, Florida (2001).
- [11] Mohamed A. M. O. y Coté K. "Decision analysis of polluted sites - A fuzzy set approach", *Waste Management*. Vol. 19, pp. 519-533 (1999).
- [12] Kentel E. *Uncertainty modeling in health risk assessment and groundwater resources management*. A Thesis Presented to The School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology (2006).
- [13] USEPA, *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISCST3) Dispersion Models*, Volume I - User Instructions (1995).
- [14] USEPA, *Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions, Final Rule* (2005).
- [15] Glasserman P., *Monte Carlo methods in financial engineering*. Springer-Verlag, (2003).
- [16] Pouillot R., Delignette-Muller ML. "Evaluating variability and uncertainty separately in microbial quantitative risk assessment using two R packages", *International Journal of Food Microbiology*. Vol. 142(3), pp. 330-40 (2010).
- [17] Lonati G, Zaroni F. "Monte-Carlo human health risk assessment of mercury emissions from a MSW gasification plant", *Waste Management*. Vol. 33(2), pp. 347-55 (2013).
- [18] Zadeh L. A. "Fuzzy algorithms", *Information and Control*. Vol. 12, pp. 94-102 (1968).

- [19] Zadeh L. A. "Fuzzy logic", *IEEE Computer*, Vol. 14, pp. 83-93 (1988).
- [20] Hanss, A.M. "The transformation method for the simulation and analysis of systems with uncertain parameters", *Fuzzy Sets and Systems*. Vol. 130, pp. 277-289 (2002).
- [21] Rao K. S., "Uncertainty Analysis in Atmospheric Dispersion Modelling", *Pure and Applied Geophysics*. Vol. 162 pp. 1893-1917 (2005).
- [22] Vose D. *Risk Analysis, A quantitative guide*, 2nd ed. Wiley and Sons, Chichester (2000).
- [23] Puliafito S.E., Guevara M., Puliafito C. "Characterization of urban air quality using GIS as management system", *Environmental Pollution*. Vol 122, pp 105-117 (2003).
- [24] USEPA. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources, AP-42*, Fifth Edition (1997).
- [25] Frey, C., Penman, J., Hanle, L., Monni, S., Ogle, S. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 1: General Guidance and Reporting*. Chapter 3: Uncertainties (2006).
- [26] Hanna, S. R., Paine, R., Heinold, D., Kintigh, E. & Baker D. "Uncertainties in Air Toxics Calculated by the Dispersion Models AERMOD and ISCST3 in the Houston Ship Channel Area", *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. Vol. 46, pp. 1372-1382 (2007).
- [27] USEPA. *RAGS Volume 3 Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment Chapter 1* (2001).

## ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO WRF A LAS CONDICIONES INICIALES PARA EL MODELADO DE PRECIPITACIONES EN LA REGIÓN DE LOS ANDES CENTRALES

Pascual Flores, Romina M.<sup>1,2</sup>; Allende, David G.<sup>1</sup>; Gärtner, Nadine<sup>1,3</sup>; Bolaño-Ortiz, Tomás R.<sup>1,4</sup>; Ruggeri, María F.<sup>1,4</sup>; Puliafito, Salvador E.<sup>1,4</sup> y Lakkis, Susan G.<sup>5,6</sup>.

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE)  
e-mail: rominapascual@gmail.com, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

3: TU Dresden, Facultad de Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias Hídricas

4: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

5: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA), Cap. Gral. Ramón Freire 183, (C1426AVC), Buenos Aires, Argentina.

6: Unidad de Investigación y Desarrollo de las Ingenierías (UIDI), Facultad Regional Buenos Aires (FRBA), Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Argentina

**Resumen.** *La Región de los Andes Centrales, se vería considerablemente afectada por el cambio climático, el cual provocaría una alteración de las relaciones entre precipitaciones líquidas, modificaciones en la distribución estacional de los derrames de los ríos andinos y adelantamientos en los picos de escorrentía. A causa de los posibles impactos socioeconómicos en la región existe una necesidad de diseñar e implementar estrategias de adaptación para estos cambios previstos. El principal objetivo de este estudio es evaluar la estrategia de modelado a fin de optimizar una configuración que permita predecir adecuadamente la precipitación líquida en los Andes Centrales. Con este propósito este trabajo se concentró en realizar un análisis de sensibilidad respecto a la inclusión de campos constantes y variables de Temperatura de la Superficie del Mar (SST, por sus siglas en inglés).*

*El estudio por medio de un análisis categórico revela que los resultados mejoran levemente actualizando diariamente la SST en las simulaciones de WRF. Asimismo, se trata de una aproximación más realista que la obtenida con la configuración por defecto de WRF, aunque el impacto de su uso como forzante del modelo es variable en el dominio analizado.*

**Palabras clave:** precipitaciones, WRF, análisis de sensibilidad, SST, Andes Centrales.

## 1. INTRODUCCIÓN

La cordillera de Los Andes es una cadena montañosa de América del Sur comprendida entre los 11° de latitud N y los 55° de latitud S. Tiene una longitud de 7.500 km y un ancho en el orden de los 250 km, siendo su altura media entre Argentina y Chile (región de estudio) los 4.000 m, con su punto más alto en el Aconcagua a 6.961 m.

El clima de la región central se define por los sistemas meteorológicos pasajeros que se encuentran dentro del flujo de aire provenientes del oeste y por el terreno complejo. Se ha demostrado que los Andes afectan el clima a escala regional mediante bloqueo de flujo e influye en el patrón de viento regional y la precipitación [1], [2]. La temporada de verano en los Andes Centrales, especialmente hacia el sector argentino, experimenta eventos de precipitaciones de mayor abundancia con respecto al resto del año. Debido al impacto regional de los mismos, es fundamental una caracterización apropiada de la influencia de la precipitación en la región [3]–[5].

La física y la dinámica de este tipo de eventos pueden entenderse por medio de la ayuda de modelos de mesoescala. Una correcta predicción requiere una adecuada representación de las condiciones atmosféricas, su desarrollo y evolución. Debido a que la resolución gruesa de los modelos globales ( $\approx 100$  km) no es apropiada para determinar impactos a nivel regional, una de las técnicas necesarias para obtener información relevante en estudios de alta resolución es a través del *downscaling dinámico* [6]. En tal sentido, el modelo de predicción numérica WRF utiliza datos derivados de modelos globales para conducir estudios en áreas de alta resolución [7]. En dichas simulaciones, la parametrización de fenómenos de subgrilla y configuración inicial del modelo es uno de los problemas más relevantes en WRF, ya que el usuario posee gran flexibilidad en la elección de las diferentes opciones disponibles. Particularmente, esta elección depende del tipo de aplicación, el área de estudio y la resolución temporal y espacial [8].

Observaciones de la naturaleza de la interacción atmósfera-océano sobre frentes oceánicos han revelado que la Temperatura de la Superficie del Mar (SST, por sus siglas en inglés) es un parámetro importante para la estimación de flujos de calor y sistemas de vientos locales en zonas costeras con influencia en la humedad y precipitaciones [7–10]. El trabajo intenta significar un avance respecto de la influencia de la SST en un modelo de mesoescala, lo cual resulta complicado e interesante de implementar porque es el nudo de los modelos acoplados atmósfera-océano. Si bien la validación de precipitaciones requiere gran cantidad de información disponible y consideraciones sobre la evolución meteorológica del evento analizado se pretende alcanzar una aproximación sobre la configuración ideal de un sistema de modelado a través de un análisis cualitativo.

En tal sentido, la motivación del presente estudio es evaluar la sensibilidad del modelo WRF para simular precipitaciones en los Andes Centrales, a dos opciones de inclusión de SST: a) en una configuración por defecto del modelo, donde SST es un campo constante en el

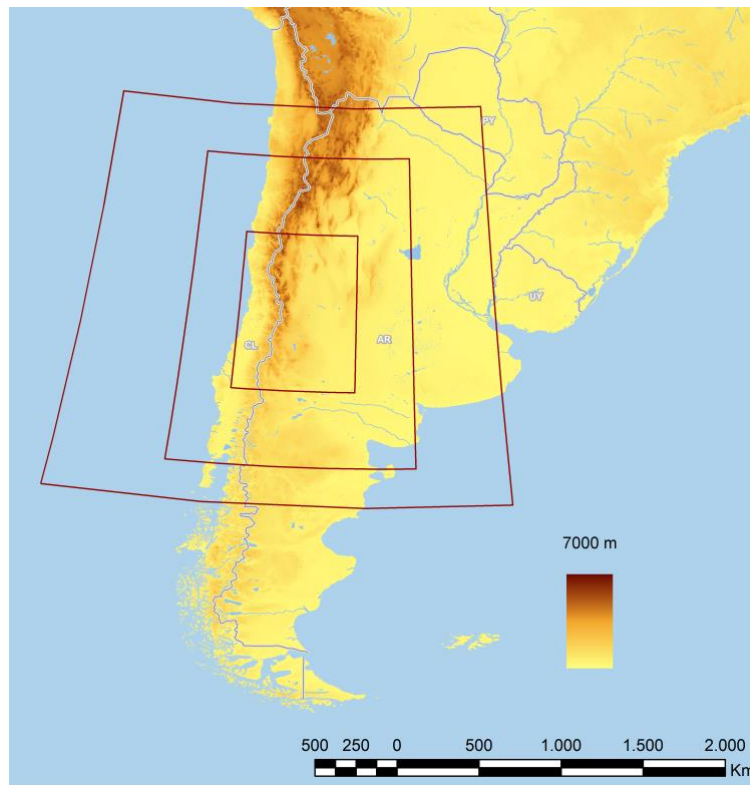
momento inicial de la simulación, en resolución espacial de 1 grado de latitud y longitud que se corresponde con el valor medio anual [7] y b) la utilización de valores de SST actualizados diariamente, obtenidas con satélite, con resolución espacial 1/12 grados procedentes del análisis global NCEP SST.

Asimismo, se contrastaron ambas configuraciones con mediciones de diferentes estaciones meteorológicas ubicadas dentro del dominio, con el objeto de verificar el desempeño del modelo al simular los eventos seleccionados.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1. Configuración local de WRF: dominio de modelado**

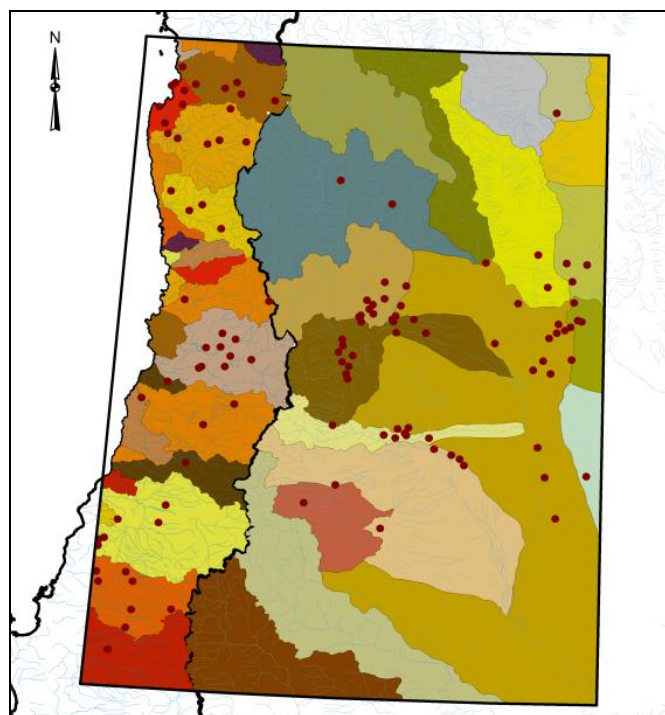
Para la simulación de las precipitaciones se utilizó la versión 3.5 del modelo regional acoplado Weather Research and Forecasting (WRF, [7]). WRF fue configurado con tres dominios anidados tal como se ve en la Figura 1. Los dominios de modelado comprenden la parte central de Argentina y Chile, con una resolución espacial de 36, 12, 4 km respectivamente; cuya coordenada vertical es de 50 niveles, hasta una altura de 50 hPa, centrados en Latitud  $34^{\circ} 4'33.60''\text{S}$  y Longitud  $68^{\circ}32'38.40''\text{O}$ . El tamaño y ubicación de los dominios fue seleccionado de tal manera de incluir la región de los Andes Centrales con las principales cuencas hidrográficas que forman parte de ésta y, además, parte del Océano Pacífico hacia el oeste para estimar la influencia del mismo sobre la humedad y precipitaciones regionales.



**Figura 1.** Dominios de modelado definidos para la simulación de precipitaciones con WRF. La escala de colores indica las elevaciones de terreno sobre el nivel del mar.

El dominio más pequeño y de mayor resolución, en el cual se ajusta el modelo (Ver Figura 1), abarca el Sur de las provincias de San Juan y La Rioja, el Oeste de San Luis, Noroeste de La Pampa, Norte de Neuquén y la provincia de Mendoza en su totalidad respecto a la Argentina. En cuanto Chile, el mismo incluye IV Región de Coquimbo, V Región de Valparaíso, Región Metropolitana, VI Región de O'Higgins y VII Región de Maule.

Entre las cuencas Argentinas de mayor importancia podemos mencionar la Cuenca del Río Atuel, Cuenca del Río Desaguadero y Cuenca del Río Diamante. En Chile las que se destacan son la Cuenca Río Bio-bio, Cuenca Río Itata, Cuenca Río Maule, Cuenca Río Maipo y Cuenca Río Aconcagua (Ver Figura 2).



**Figura 2.** Cuencas y estaciones meteorológicas de precipitación (puntos rojos) ubicadas en el dominio de estudio.

## 2.2. Simulaciones con WRF

Las diferentes configuraciones del modelo fueron probadas durante 8 distintas quincenas de los meses de enero y febrero en los años 2013 y 2014 cuyas fechas se detallan en la Tabla 1.

La inicialización meteorológica y condiciones de contorno del modelo se realizó con datos globales de NCEP Global Final Analysis of GFS [13] con una resolución de 0,5 grados, y actualizaciones cada 6 horas. La descripción del terreno complejo del oeste de Argentina se incluyó con el uso de datos de elevación digitales Shuttle Radar Topography Mission (SRTM3) [14] con una resolución aproximada de 90 m y que contiene una mejor descripción del área de estudio que la configuración por defecto. Asimismo, la clasificación de uso y cobertura del suelo por defecto en WRF fue actualizada por una adaptación de los datos del mapa de la European Space Agency (ESA) GLOBCOVER 2009 [15] con resolución de 300 m, combinados con datos de luces permanentes del Operational Linescan System del programa DMSP - OLS [16], para una mejor identificación de los centros urbanos, áreas cultivadas y zonas montañosas.

QUINCENA	COMIENZO	FIN
QA	01/01/2014	14/01/2014
QB	15/01/2014	31/01/2014
QC	01/02/2014	14/02/2014
QD	15/02/2014	27/02/2014
QE	01/01/2013	14/01/2013
QF	15/01/2013	30/01/2013
QG	01/02/2013	14/02/2013
QH	15/02/2013	21/02/2013

**Tabla 1.** Quincenas simuladas con WRF para analizar precipitaciones acumuladas.

Varias opciones de configuración fueron incluidas en el modelo (ver Tabla 2), de acuerdo a casos de estudios previos, que probaron su idoneidad para producir las mejores estimaciones de variables meteorológicas de superficie y altura [17].

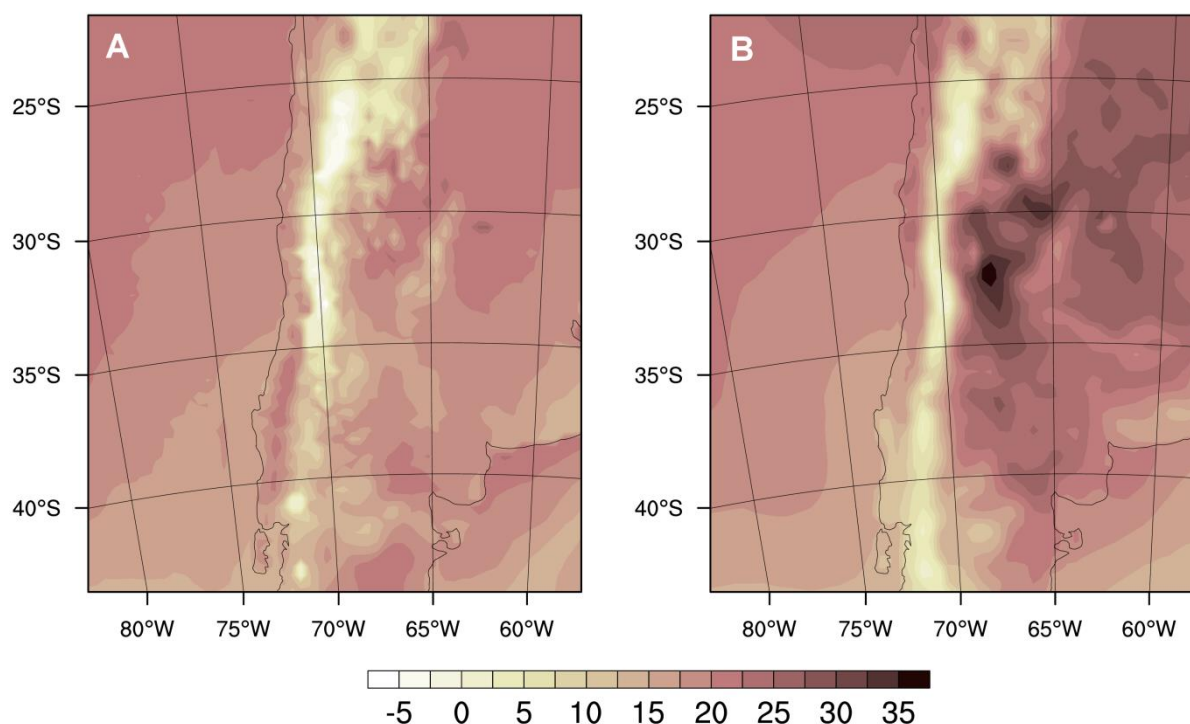
PARAMETRIZACIÓN	ESQUEMA
<b>Datos de entrada</b>	
Elevación del terreno	SRTM3
LULC	GLOBCOBER+DMPS-OLS
Reanálisis	NCEP-GFS
SST	Defecto/NCEP_diaria*
<b>Resolución</b>	
Temporal	$\Delta t$ (seg)= 90
Espacial	$\Delta x, \Delta y$ (km)= 36, 12, 4
Vertical	$\Delta z$ (ETA levels)= 60
<b>Física</b>	
Microfísica	Eta microphysics
Radiación onda larga	RRTM
Radiación onda corta	Goddard Dudhia
Superficie	Noah Land Surface Model
Niveles de superficie	4
Física de superficie	Monin-Obukhov similarity Theory
PBL	YSU

**Tabla 2.** Configuración del modelo WRF para las simulaciones de precipitaciones.

(\*Estas son las configuraciones variables.)

La figura 3 muestra la diferencia del uso de SST actualizada diariamente (SST\_ON, de ahora en adelante) para el dominio principal y el uso de un campo constante durante todo el período de simulación (SST\_OFF). En el primer caso, se incluyen en el modelo datos diarios de alta resolución casi en tiempo real (aquí se muestra sólo el primer día), mientras que los campos en el segundo caso se mantienen para toda la simulación.





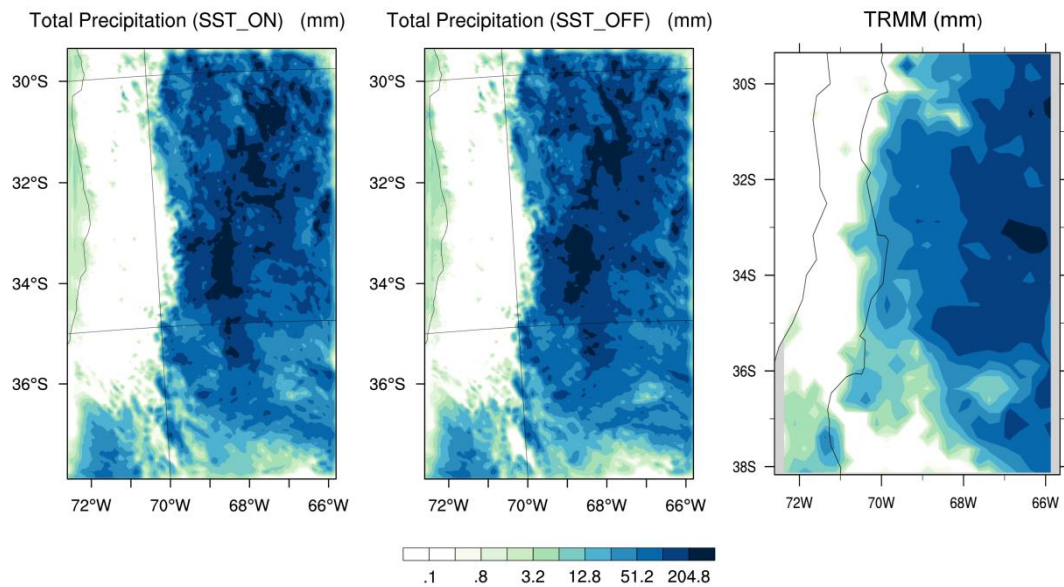
**Figura 3.** Temperatura de superficie y datos de SST (°C): A) actualizados diariamente (SST\_ON) a partir de datos diarios del análisis global NCEP SST con resolución espacial 1/12 grados (sólo primer día, quincena QC) y B) SST invariantes en el tiempo (SST\_OFF).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Precipitación acumulada

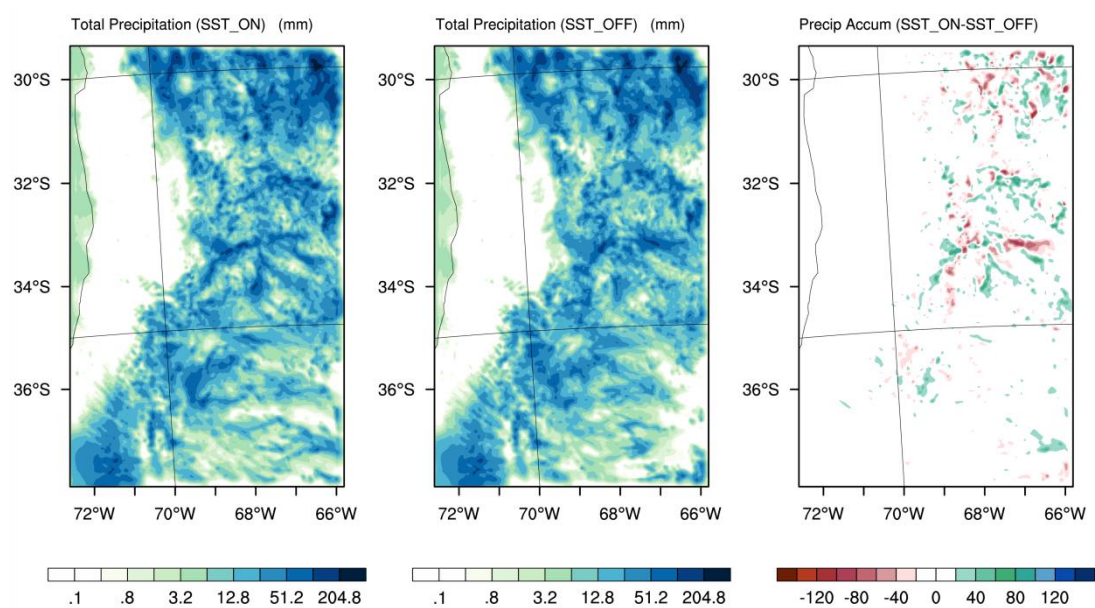
Al realizar una comparación visual de las simulaciones efectuadas con WRF con la medición satelital proporcionada por TRMM 3B42 (Figura 4) puede apreciarse que en el oeste del dominio la precipitación acumulada es muy escasa. Por el contrario, hacia el este del dominio se puede observar una mayor acumulación de precipitaciones cuya distribución espacial es bastante similar en los tres casos. Teniendo en cuenta que la resolución de TRMM 3B42 es casi 6 veces menor que la resolución del dominio de WRF, puede decirse que el modelo es capaz de reproducir eventos de precipitaciones dados en las regiones dentro del dominio de estudio más pequeño.

El algoritmo 3B42 de TRMM produce estimaciones de precipitación ajustadas por un método combinado TRMM-IR. En las mismas, se presentan datos grillados de precipitación (mm/h) y estimaciones de error con una resolución temporal diaria y 0,25 x 0,25 grados de resolución espacial. La cobertura espacial total se extiende desde los 50° de latitud N hasta los 50° de latitud S [18].

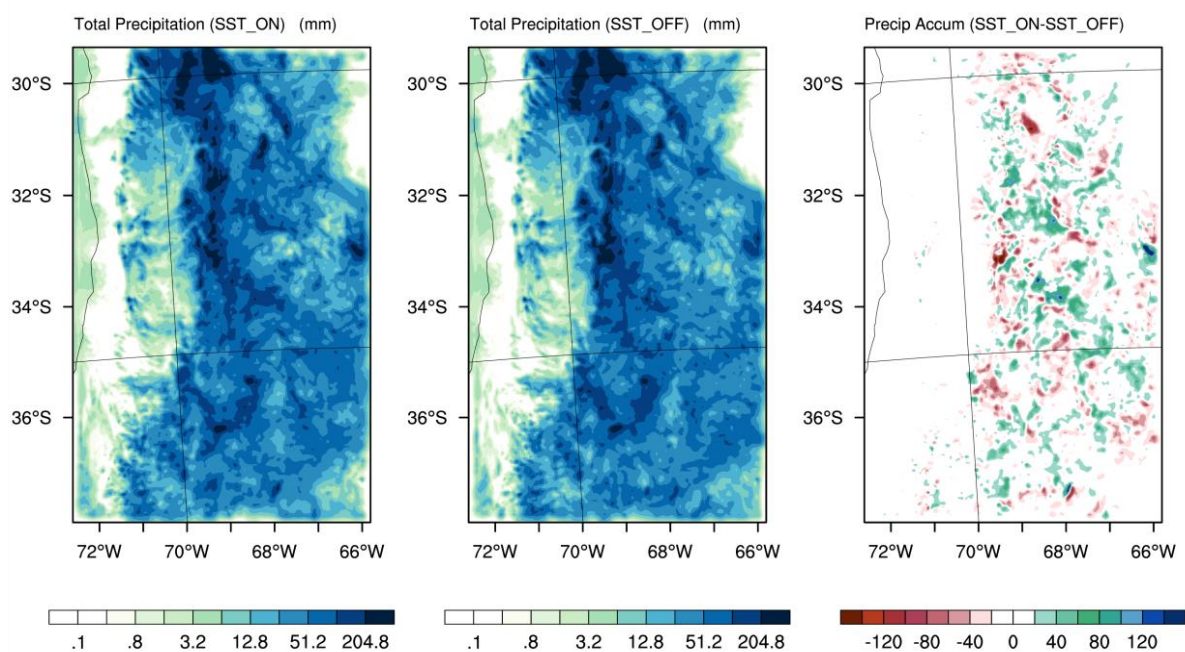


**Figura 4.** Precipitación total acumulada para las configuraciones con SST\_ON y SST\_OFF respectivamente en WRF y los datos TRMM 3B42, para la quincena QC (de izquierda a derecha).

Asimismo, las figuras siguientes (Figuras 5-8) destacan la diferencia obtenida entre las simulaciones con ambas configuraciones. Para ello, se seleccionaron las quincenas con mayor relevancia en la información proporcionada a través de imágenes para efectuar una comparación visual significativa. La mayor diferencia entre ambas configuraciones puede distinguirse en las zonas donde la precipitación acumulada alcanza valores mayores. Tal como puede observarse, para algunos casos el uso de SST dependiente del tiempo genera sobreestimación de eventos de precipitación, mientras que en otros los subestima, es por ello que a continuación se realizó un análisis categórico para evaluar la configuración alternativa en forma más detallada.

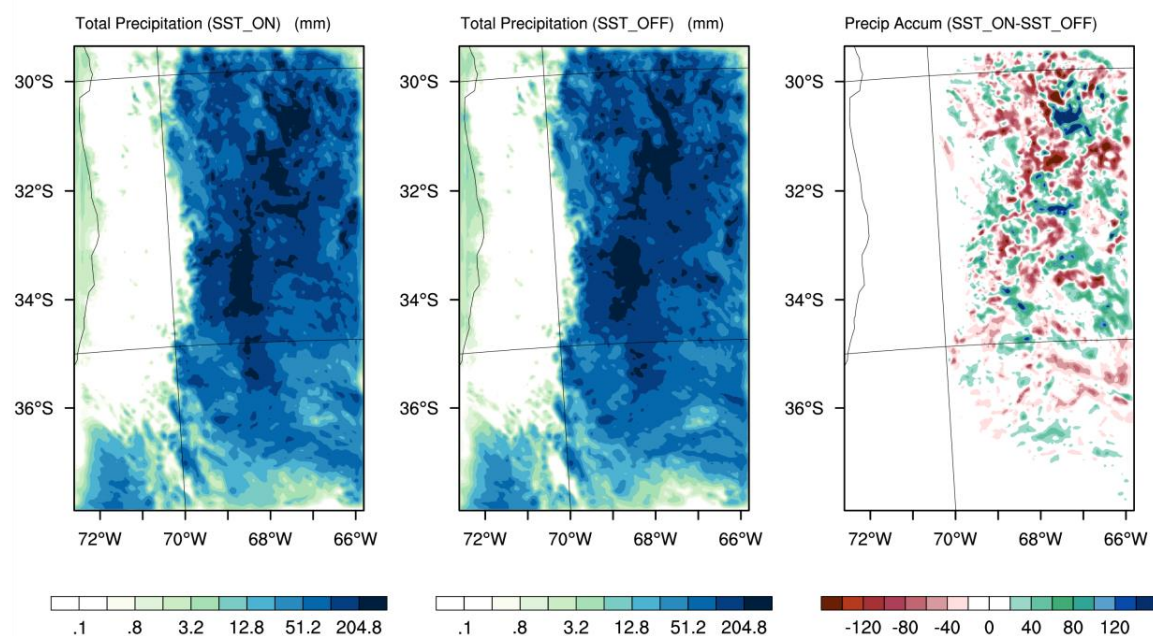


**Figura 5.** Simulación en WRF de precipitación total acumulada para la segunda quincena del mes de enero de 2014 (QB) y diferencia entre ambas configuraciones.

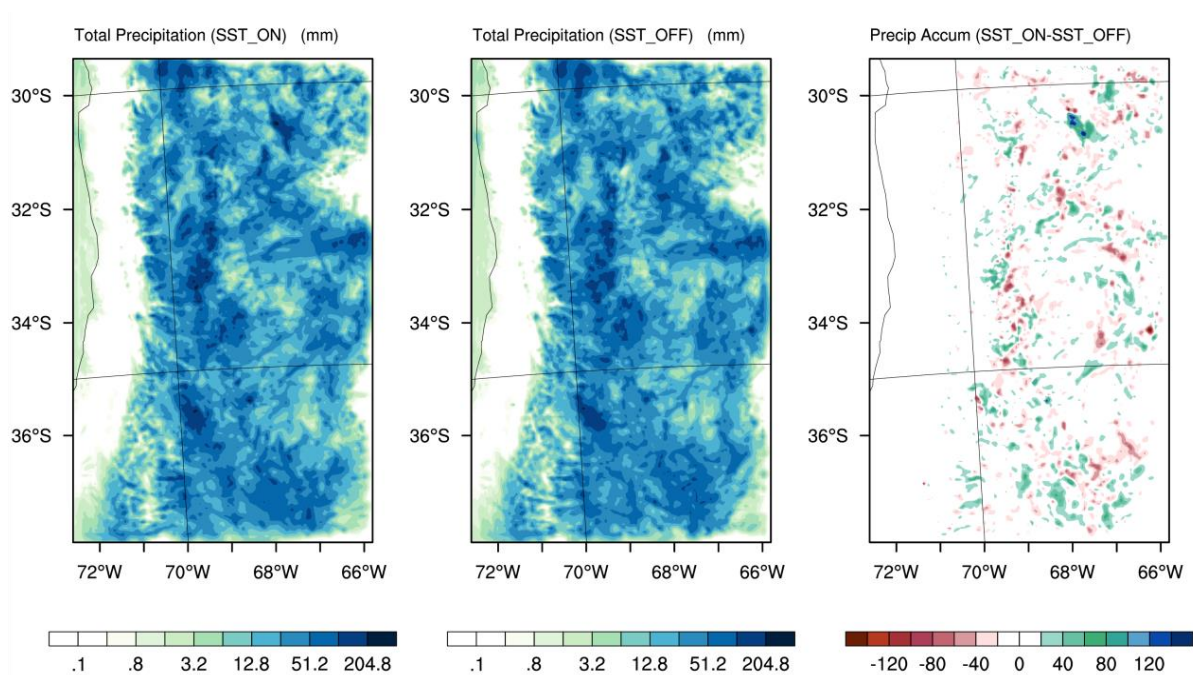


**Figura 6.** Simulación en WRF de precipitación total acumulada para la segunda quincena del mes de enero de 2013 (QF) y diferencia entre ambas configuraciones.





**Figura 7.** Simulación en WRF de precipitación total acumulada para la primera quincena del mes de febrero de 2014 (QC) y diferencia entre ambas configuraciones.



**Figura 8.** Simulación en WRF de precipitación total acumulada para la primera quincena del mes de febrero de 2013 (QH) y diferencia entre ambas configuraciones.

**3.2. Análisis categórico**

Se consideró a la precipitación como un evento binario simple, es decir “llueve” o “no llueve” y se trabajó en su análisis categórico con los elementos señalados en la Tabla 3. Los pronósticos de precipitación de WRF se compararon con las mediciones que se reunieron de las estaciones meteorológicas. Con el propósito de validar la modelación, se sustrajo la información de un total de 121 estaciones meteorológicas situadas dentro del dominio, pertenecientes a seis diferentes instituciones, incluyendo el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y la Dirección Meteorológica de Chile (DMC). No en todas ellas se hallaron datos válidos para realizar una comparación en todo el período, en todas las cuencas.

Los elementos de la tabla de contingencias son: aciertos (pronóstico correcto y observación del evento), errores (se observa el evento pero no es pronosticado), falsas alarmas (se da un pronóstico positivo pero no se observa el evento) y correctamente rechazados (previsión correcta de no-evento).

		OBSERVACION		
		SI	NO	
PREDICCIÓN	SI	a <b>ACIERTOS</b>	b <b>FALSAS ALARMAS</b>	a + b SI PREDICHO
	NO	c <b>ERRORES</b>	d <b>CORRECTAMENTE RECHAZADOS</b>	c + d NO PREDICHO
		a + c SI OBSERVADOS	b + d NO OBSERVADOS	N TOTAL DE PREDICIONES

**Tabla 3.** Tabla de contingencias. Los recuentos de a, b, c, y d son el número total de aciertos, falsas alarmas, errores y rechazos correctos.

Sobre la base de la tabla se realizó una serie de análisis estadísticos donde se analizó el rendimiento de previsión y se hizo una comparación de resultados entre las simulaciones con las diferentes configuraciones propuestas. En base a estos elementos se calcularon los siguientes indicadores:

- **Sesgo (BIAS):**

$$BIAS = \frac{a + b}{a + c} = \frac{\text{Eventos predichos}}{\text{Eventos observados}} \tag{1}$$

Siendo, B = 1 imparcial, B < 1 subestima el resultado, B > 1 sobreestima el resultado.

- **Probabilidad de detección – Tasa de éxito (POD):**

$$POD = \frac{a}{a+c} = \frac{\text{Aciertos}}{\text{Eventos observados}} \quad (2)$$

Indica la fracción de todos los eventos observados, correctamente predichos. Está centrado en el acontecimiento y no pena falsas alarmas.

Debe adquirir un valor dentro del rango  $0 \leq POD \leq 1$ , donde la mejor puntuación es  $POD = 1$ . Que se obtenga la mejor puntuación no significa que la predicción haya sido perfecta.

- **Tasa de falsa alarma (FAR):**

$$FAR = \frac{b}{a+b} = \frac{\text{Falsas alarmas}}{\text{Eventos observados}} \quad (3)$$

Representa la fracción de los eventos previstos que resultaron ser falsas alarmas.

Toma valores del rango  $0 \leq FAR \leq 1$ . La mejor puntuación obtenida es  $FAR = 0$ , considerando que alcanzar la mejor puntuación no significa estar realizando una predicción perfecta.

- **Probabilidad de detección falsa – Tasa de falsas alarmas (POFD):**

$$POFD = \frac{b}{b+d} = \frac{\text{Falsas alarmas}}{\text{No-eventos}} \quad (4)$$

Con el indicador POFD se evalúa la fracción de todos los no-eventos cuando el pronóstico predijo un evento. Los valores que puede tomar son  $0 \leq POFD \leq 1$ , siendo su mejor puntuación  $POFD = 0$ . La mejor puntuación no implica una predicción perfecta.

- **Precisión – Fracción correcta (ACC - Accuracy):**

$$ACC = \frac{a+d}{N} = \frac{\text{Predicciones correctas}}{\text{Total de predicciones}} \quad (5)$$

A través de este cálculo se obtiene la fracción de todas las predicciones que resultaron correctas ( $0 \leq ACC \leq 1$ ), donde la mejor puntuación es  $ACC = 1$ . La mejor puntuación no supone una predicción perfecta. Un evento anormal en el marcador es considerado como un no-evento.

• **Índice de éxito (TS – Threat Score):**

$$TS = \frac{a}{a+b+c} = \frac{\text{Aciertos}}{\text{Todos los eventos predichos y observados}} \quad (6)$$

El índice de éxito indica la fracción de todos los eventos pronosticados u observados que son correctos.  $0 \leq TS \leq 1$ , el mejor puntaje es obtenido cuando  $TS = 1$ . En este caso, obtener el mejor puntaje muestra una predicción perfecta.

Una inspección visual de los resultados expuestos en la Tabla 4 indica que la mayoría de los eventos predichos y no observados (valores altos de FAR) está en las cuencas más elevadas, que contienen la cordillera, tanto en Argentina como en Chile.

De manera opuesta, en ambas configuraciones la fracción de eventos predichos (POD) es mayor en cuencas ubicadas hacia el este del dominio de modelado, en Argentina o en la Zona Central de Chile.

Considerando los eventos y no-eventos de forma simétrica, las predicciones en Chile son mejores que en Argentina.

La corrección del BIAS es solamente posible siempre y cuando haya datos observacionales suficientes, lo cual no es el caso de las cuencas elevadas que contienen la cordillera.

La obtención de valores cercanos a 1 partir del cálculo de ACC indica una cantidad de predicciones correctas apropiada sobre el número total de predicciones señaladas por el modelo.

		ARGENTINA		CHILE	
	Valor ideal	SST_OFF	SST_ON	SST_OFF	SST_ON
<b>BIAS</b>	0	1.91	1.87	4.28	4.1
<b>POD</b>	1	0.76	0.75	0.52	0.53
<b>FAR</b>	0	0.61	0.6	0.88	0.87
<b>POFD</b>	0	0.41	0.4	0.2	0.19
<b>ACC</b>	1	0.63	0.64	0.79	0.8
<b>TS</b>	1	0.35	0.36	0.11	0.12

**Tabla 4.** Resultados de los cálculos estadísticos para ambas configuraciones de WRF, para los dos países que forman parte del dominio de estudio.

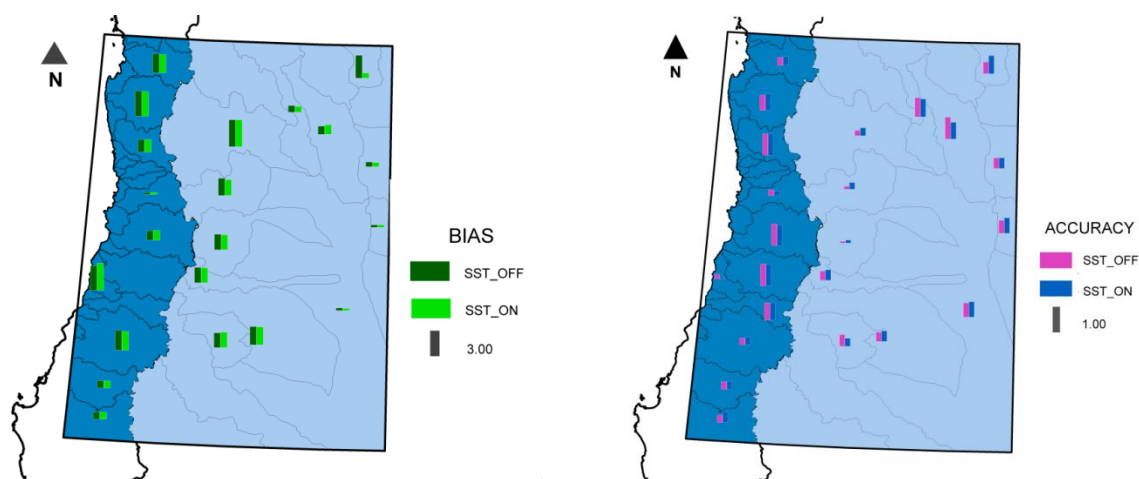
La desagregación espacial de los resultados más significativos obtenidos, por cuenca, mediante los cálculos estadísticos se muestran en las Figuras 9-11; donde se destaca el desempeño del modelo, capaz de predecir adecuadamente los eventos de precipitaciones para los períodos de tiempo simulado.

En la Tabla 5 se presentan los resultados de los estadísticos más relevantes en cada cuenca dentro del dominio más pequeño, con datos válidos de mediciones extraídas de estaciones meteorológicas.

Cuencas Argentinas		Bias_OFF	Bias_ON	Acc_OFF	Acc_ON	Ts_OFF	Ts_ON
Cuenca_Pampas_Salinas		1.48	1.40	0.70	0.69	0.42	0.40
Cuenca_Laguna_Llancanelo		2.00	1.95	0.70	0.69	0.38	0.35
Cuenca_Rio_Abaucan		2.67	2.67	0.69	0.69	0.28	0.28
Cuenca_Rio_Atuel		2.69	2.66	0.66	0.67	0.30	0.30
Cuenca_Rio_Conlara_y_Arroyos		1.28	1.30	0.66	0.65	0.40	0.40
Cuenca_Rio_Desaguadero		1.26	1.23	0.69	0.70	0.42	0.42
Cuenca_Rio_Diamante		2.58	2.48	0.62	0.64	0.30	0.30
Cuenca_Rio_Mendoza		2.32	2.34	0.63	0.63	0.34	0.34
Cuenca_Rio_Quinto_SL		1.31	1.36	0.72	0.72	0.52	0.53
Cuenca_Rio_San_Juan		2.86	2.89	0.65	0.65	0.20	0.21
Cuenca_Rio_Tunuyan		2.31	2.33	0.62	0.62	0.31	0.31
Cuenca_Rio_Vinchina_Bermejo		2.78	2.44	0.70	0.74	0.21	0.24
Region_Sin_Drenaje_Superficial_SL		0.62	0.65	0.67	0.68	0.28	0.30
Cuencas Chilenas		Bias_OFF	Bias_ON	Acc_OFF	Acc_ON	Ts_OFF	Ts_ON
Cuenca_Rios_Elqui_Limari		7.38	6.88	0.85	0.86	0.03	0.03
Costeras_Rio_Rapel_Estero_Nilahue		9.67	7.67	0.70	0.76	0.03	0.04
Cuenca_Rio_Aconcagua		0.28	0.29	0.62	0.63	0.11	0.13
Cuenca_Rio_BioBio		2.09	2.18	0.84	0.85	0.36	0.40
Cuenca_Rio_Elqui		5.94	6.44	0.79	0.78	0.03	0.03
Cuenca_Rio_Itata		2.30	2.25	0.80	0.82	0.27	0.29
Cuenca_Rio_Limari		5.86	5.57	0.92	0.92	0.07	0.05
Cuenca_Rio_Maipo		2.77	2.85	0.93	0.93	0.07	0.04
Cuenca_Rio_Mataquito		No Data*	No Data*	0.87	0.89	0.00	0.00
Cuenca_Rio_Maule		4.79	4.50	0.83	0.84	0.08	0.08
Cuenca_Rio_Rapel		No Data*	No Data*	0.91	0.93	0.00	0.00

**Tabla 5.** Resultados de los estadísticos más relevantes calculados para cada configuración en cada cuenca ubicada dentro del dominio con datos válidos.

\*En el caso de que eventos observados = 0 no se calcula Bias (división por cero)



**Figura 9.** Distribución de los parámetros estadísticos “BIAS” (izquierda) y “ACC” (derecha) por cuenca y para ambas configuraciones de WRF.



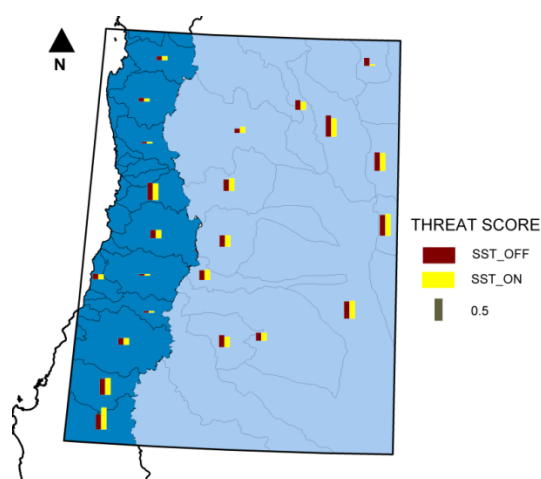


Figura 11. Distribución del parámetro estadístico “TS” por cuenca y para ambas configuraciones de WRF.

#### 4. CONCLUSIONES

Si bien valores dependientes del tiempo de SST representan mejoras pequeñas en la descripción de las precipitaciones totales acumuladas durante los periodos simulados, se prefiere siempre esta configuración debido a que se trata de una aproximación más realista del evento en estudio y se espera que el impacto sea positivo en simulaciones más largas.

A pesar de la variabilidad en el desempeño de ambas configuraciones en la simulación de la precipitación acumulada, la influencia orográfica en la precipitación es muy importante en la región de los Andes Centrales.

Nuestro estudio revela que la configuración SST\_ON presenta leves mejoras en los resultados que la opción por defecto en WRF. La sensibilidad a estas condiciones iniciales y de contorno no es demasiado grande, por lo que se requiere mayor estudio en la respuesta del modelo a otros tipos de forzamientos.

#### REFERENCIAS

- [1] N. Insel, C. J. Poulsen, and T. a. Ehlers, “Influence of the Andes Mountains on South American moisture transport, convection, and precipitation,” *Clim. Dyn.*, vol. 35, no. 7, pp. 1477–1492, 2010.
- [2] J. L. Minetti and E. M. Sierra, “The influence of general circulation patterns on humid and dry years in the cuyo andean region of argentina,” *Int. J. Climatol.*, vol. 9, no. 1, pp. 55–68, 1989.
- [3] P. L. M. Gonzalez and C. S. Vera, “Summer precipitation variability over South America on long and short intraseasonal timescales,” *Clim. Dyn.*, pp. 1–15, 2013.
- [4] D. C. Araneo and R. H. Compagnucci, “Atmospheric circulation features associated to Argentinean Andean rivers discharge variability,” *Geophys. Res. Lett.*, vol. 35, no. 1, pp. 1–6, 2008.

- [5] C. Vera and G. Silvestri, "Precipitation interannual variability in South America from the WCRP-CMIP3 multi-model dataset," *Clim. Dyn.*, vol. 32, no. 7–8, pp. 1003–1014, 2009.
- [6] F. Giorgi, "Regional climate modeling: Status and perspectives," *J. Phys. IV Fr.*, vol. 139, pp. 101–118, 2006.
- [7] W. C. Skamarock, J. B. Klemp, D. O. Gill, D. M. Barker, W. Wang, and J. G. Powers, "A Description of the Advanced Research WRF Version 3," *Mesoscale Microscale Meteorol. Div. Natl. Cent. Atmos. Res.*, 2008.
- [8] B. Fersch and H. Kunstmann, "Atmospheric and terrestrial water budgets: sensitivity and performance of configurations and global driving data for long term continental scale WRF simulations," *Clim. Dyn.*, vol. 42, no. 9–10, pp. 2367–2396, 2013.
- [9] M. Tombrou, E. Bossioli, J. Kalogiros, J. D. Allan, a. Bacak, G. Biskos, H. Coe, a. Dandou, G. Kouvarakis, N. Mihalopoulos, C. J. Percival, a. P. Protonotariou, and B. Szabó-Takács, "Physical and chemical processes of air masses in the Aegean Sea during Etesians: Aegean-GAME airborne campaign," *Sci. Total Environ.*, vol. 506–507, pp. 201–216, 2015.
- [10] R. Shi, X. Guo, D. Wang, L. Zeng, and J. Chen, "Seasonal variability in coastal fronts and its influence on sea surface wind in the Northern South China Sea," *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.*, no. 1987, pp. 1–10, 2013.
- [11] R. J. Small, S. P. deSzoeke, S. P. Xie, L. O'Neil, H. Seo, Q. Song, P. Cornillon, M. Spall, and S. Minobe, "Air-sea interaction over ocean fronts and eddies," *Dyn. Atmos. Ocean.*, vol. 45, pp. 274–319, 2008.
- [12] Q. Song, D. B. Chelton, S. K. Esbensen, N. Thum, and L. W. O'Neil, "Coupling between sea surface temperature and low-level winds in mesoscale numerical models," *J. Clim.*, vol. 22, no. 1, pp. 146–164, 2009.
- [13] University Corporation for Atmospheric Research, U.S. National Centers for Environmental Prediction, and E. C. for M.-R. W. F. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts University Corporation for Atmospheric Research [Unidata], U.S. National Centers for Environmental Prediction, "Dataset ds335.0 published by the CISL Data Support Section at the National Center for Atmospheric Research," 2002. [Online]. Available: <http://dss.ucar.edu/datasets/ds335.0/>.
- [14] E. Rodriguez, C. S. Morris, J. E. Belz, E. C. Chapin, J. M. Martin, W. Daffer, and S. Hensley, "An assessment of the SRTM topographic products, Technical Report JPL D-31639," Pasadena, California, 2005.
- [15] O. Arino, J. Ramos, V. Kalogirou, P. Defoumy, and F. Achard, "GlobCover 2009," in *ESA Living Planet Symposium*, 2010, p. 686.
- [16] NOAA-NGDC, "Version 4 DMS-OLS Nighttime Lights Time Series," 2010. [Online]. Available: <http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/downloadV4composites.html>.
- [17] S. E. Puliafito, D. G. Allende, P. Cremades, and R. P. Fernandez, "Intercomparación de datos atmosféricos usando diversas plataformas y calibración del modelo numérico WRF," in *Encuentro de Investigadores y Docentes de Ingeniería 2011 - EnIDI 2011*, 2011, pp. 1–13.
- [18] G. J. Huffman, D. T. Bolvin, E. J. Nelkin, D. B. Wolff, R. F. Adler, G. Gu, Y. Hong, K. P. Bowman, and E. F. Stocker, "The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales," *J. Hydrometeorol.*, vol. 8, no. 1, pp. 38–55, Feb. 2007.

## MEDICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS FUENTES DE PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> Y PM<sub>1</sub> EN LAS ÁREAS URBANAS Y SUBURBANAS DEL GRAN MENDOZA Y GRAN SAN JUAN

Allende, David G.<sup>1\*</sup>; Pascual Flores, Romina M.<sup>1,2</sup>; Ruggeri, María F.<sup>1,3</sup>; Roca, Gabriela<sup>1</sup> y Puliafito, Salvador E.<sup>1,3</sup>

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente (GEAA)  
Facultad Regional Mendoza – Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, (M5502AJE)  
Mendoza, Argentina. Tel: 54 261 5243003  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar

2: Agencia de Promoción Científica y Tecnológica

3: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

**Resumen.** Debido a los efectos negativos en la salud humana, asociados a las altas concentraciones de material particulado fino, este estudio presenta los resultados de una campaña de monitoreo de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>1</sub> en diferentes áreas del Gran Mendoza y Gran San Juan. El mismo, fue enfocado a analizar concentraciones en las áreas urbanas y suburbanas para detectar las fuentes de emisión, como así patrones diarios y horarios. En tal sentido, mediante un espectrómetro laser de aerosoles GRIMM 107, se monitorearon distribuciones de tamaño de material particulado en esos rangos, en ocho sitios de monitoreo, en diferentes áreas de las provincias mencionadas. La concentración de partículas medidas en Mendoza estuvo fuertemente asociada a las actividades urbanas y también a la meteorología. Tal como sería esperable, en las zonas céntricas y residenciales las concentraciones de material particulado están influenciadas por la actividad vehicular. En áreas rodeadas por zonas áridas la recirculación de aerosoles en conjunto y posibles episodios de quema de RSU son probablemente responsables de las altas concentraciones medidas, especialmente en horas nocturnas. Para el caso del Gran San Juan, la concentración de partículas medida pudo asociarse a fuentes urbanas durante la mayor parte de los períodos de monitoreo, aunque claramente se evidenciaron períodos de contribuciones por erosión y posibles fuentes de combustión tanto en áreas urbanas como suburbanas.

**Palabras clave:** monitoreo de calidad de aire, aerosoles atmosféricos, emisiones vehiculares, emisiones fugitivas.

### 1. INTRODUCCIÓN

Varios estudios han probado que las partículas atmosféricas, en especial, las partículas secundarias de origen antrópico, poseen un gran impacto en la salud humana [1, 2]. Por varios

años, las normas de calidad para partículas en muchos países se basaron en monitoreo de la concentración en masa de Partículas Totales Suspendidas (conocidas por sus siglas en inglés, TSP: Total Suspended Particles) [3, 4]. Sin embargo, debido a que una fracción muy relevante de las TSP está constituida por partículas no inhalables y con bajo impacto sobre enfermedades respiratorias y cardíacas, la relación entre efectos sobre la salud y niveles de TSP es mucho menor en comparación con la existente entre los niveles de material particulado con diámetros aerodinámicos menor a 10, 2.5 y 1  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$ , respectivamente). Esto motivó, por ejemplo, la aplicación de monitoreo de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2.5}$  en las normas de calidad de los Estados Unidos [5, 6]. Posteriormente, la Unión Europea siguió la misma tendencia al reemplazar la norma de calidad de aire basada en TSP por  $\text{PM}_{10}$ . Actualmente, en Mendoza de acuerdo con la Ley 5.100, por el decreto reglamentario 2404/89 si bien se habla de particulado total, hoy se interpreta ese número para  $\text{PM}_{10}$ . La Provincia de San Juan a través de la Ley 6.684, se encuentra adherida a la Ley Nacional 24.449, con sus decretos reglamentarios consecuentes.

En la actualidad, existe una clara tendencia para desarrollar estrategias de monitoreo de  $\text{PM}_{2.5}$  adicionalmente a  $\text{PM}_{10}$  debido a su relación más directa con los efectos sobre la salud [7] y para evitar interferencias con partículas de origen natural. Por otro lado, emisiones de actividades industriales y algunas emisiones fugitivas poseen un gran impacto en la calidad de aire, con emisiones en el rango de tamaños 2.5-10  $\mu\text{m}$ . En escala global, las emisiones antrópicas de material particulado no exceden el 10% del total de emisiones de partículas, estando el resto constituido por emisiones naturales primarias [8–10]. Asimismo, dentro de las emisiones de aerosoles antrópicos, la distribución de tamaños suele ser bimodal y usualmente con rangos  $> 2.5 \mu\text{m}$ .

Particularmente, en áreas urbanas de zonas áridas o semiáridas, la resuspensión y reincorporación de partículas puede contribuir la concentración en masa de PM, en un grado similar a otras actividades humanas como las industrias, el tráfico y construcción [11–13]. En tal sentido, este estudio presenta los resultados de una campaña de monitoreo de  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_1$  en diferentes áreas del Gran Mendoza y el Gran San Juan, enfocado en analizar concentraciones en las áreas urbanas y suburbanas y detectar las fuentes de emisión, como así patrones diarios y horarios característicos de zonas semiáridas.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio. Características generales

El centro urbano del Gran Mendoza está ubicado al oeste de la República Argentina, en el piedemonte de la Cordillera de Los Andes, ocupando un área de 16.692  $\text{km}^2$ . El área metropolitana se extiende de forma casi regular hacia el Noreste, Este y Sur, mientras que las estribaciones de la Cordillera, impiden el crecimiento en las direcciones Norte y Oeste. Se trata de la cuarta aglomeración del país con 1.230.000 habitantes, siendo la más importante fuera de la Pampa Húmeda. La calidad de aire en esta zona urbana se encuentra influenciada por varias fuentes de contaminantes, destacándose la influencia de dos centros industriales, el intenso tráfico vehicular, emisiones fugitivas y, en menor medida, fuentes residenciales. La ciudad se ubica en una zona árida a semiárida, de precipitaciones bajas (120-400 mm

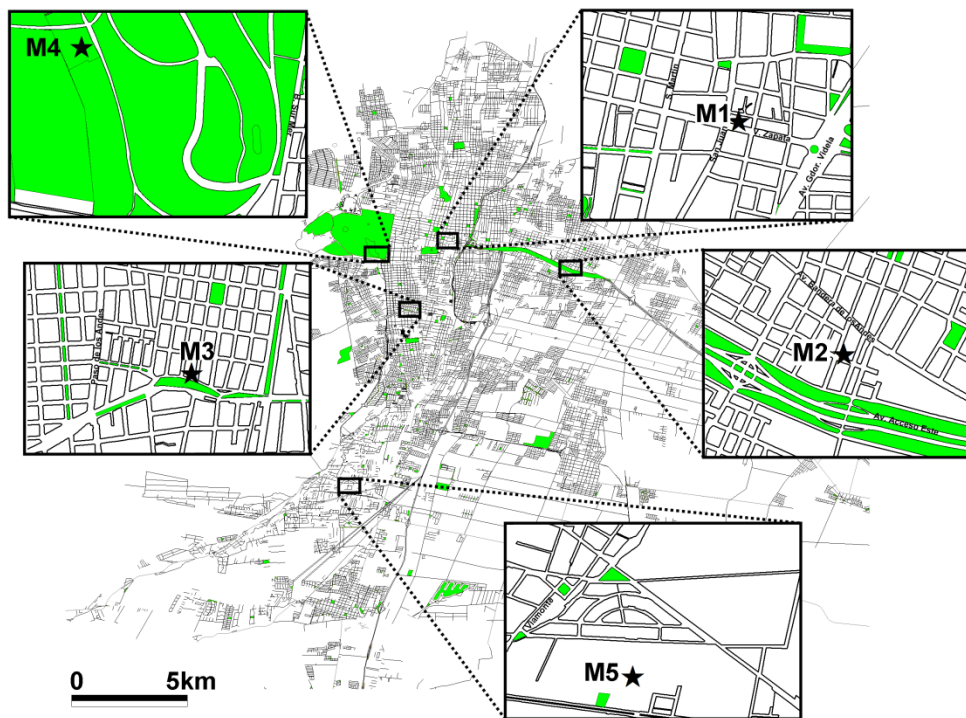
anuales), principalmente en meses de verano. La cercanía de la Cordillera de Los Andes tiene una fuerte influencia en la meteorología y en la calidad de aire locales, debido a la circulación típica valle-montaña de variación diaria [14]. La velocidad de viento media anual es alrededor de 2.6 m/s con un 26% de calmas. Las direcciones predominantes son S, S-SW, E-SE y E. El área presenta baja humedad relativa (50%), baja incidencia de niebla y pocos días cubiertos (65-75 días /año).

Por otro lado, el Gran San Juan es un centro urbano, con aproximadamente 470.000 habitantes, lo que representa alrededor del 68% de la población total de la provincia. Se localiza en la Diagonal Árida Sudamericana, con una superficie construida con extensión predominante en la dirección norte-sur. El clima natural del valle de Tulúm, asiento físico del Área Metropolitana de San Juan, se caracteriza por ser árido mesotermal de altura, con alto índice de continentalidad teniendo elevadas oscilaciones diurnas y anuales de temperatura con un promedio de amplitud térmica de 14,9°C y precipitaciones que oscilan entre 150 y 200 mm al año.

En este estudio se realizaron mediciones en ocho locaciones con diferentes características, cinco en el Gran Mendoza (Mx) y tres en el Gran San Juan (SJx) (ver Figura 1, 2 y Tabla 1).

Sitio	Nombre	Localización	Características
M1	Mendoza Centro	32°53'S; 68°50'W	Zona compacta, central administrativa y comercial, con alta densidad edilicia, sobre dos calles principales.
M2	Guaymallén	32°54'S; 68°47'W	Región central del centro urbano. Zona residencial de alta densidad urbana. A 300 metros de principales accesos a la ciudad.
M3	Godoy Cruz	32°55'S; 68°51'W	Región central del centro urbano. Zona residencial de densidad urbana media.
M4	Parque	32°53'S; 68°52'W	Área densamente vegetada, a 800 metros de las calles principales de la ciudad.
M5	Luján de Cuyo	32°59'S; 68°52'W	Zona residencial suburbana. Área de densa vegetación.
SJ1	Capital Sur	31°33'S; 68°31'W	Región central del centro urbano. Zona residencial de densidad urbana media. A 200 m de Avenida principal.
SJ2	Terminal	31°32'S; 68°31'W	Región central del centro urbano. Zona mixta residencial-comercial de alta densidad urbana. A 700 m de Avenida principal.
SJ3	Santa Lucía	31°32'S; 68°30'W	Zona residencial suburbana. Área de densa vegetación.

**Tabla1.** Información detallada de los sitios de monitoreo seleccionados.



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de monitoreo y su contexto en el plano del Gran Mendoza.



**Figura 2.** Ubicación de los sitios de monitoreo y su contexto en el plano del San Juan.

En cuanto a los sitios de monitoreo del Gran Mendoza y su contexto, el sitio M1 es un punto céntrico del entramado urbano. Se ubica muy cerca de fuentes de tipo vehicular, en su gran mayoría, debido a que está rodeada por las principales avenidas de la zona. M2 es un punto ubicado en una zona residencial de alta densidad urbana con fuentes cercanas de emisiones vehiculares y a 1.5 km aproximadamente de vertederos no controlados de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). El punto de monitoreo M3 está posicionado al Sur de una zona densamente poblada y al Este de una franja altamente natural y árida, como lo es el Piedemonte. Es una zona de tipo residencial media, donde las principales fuentes de contaminación son las emisiones vehiculares y la quema de basura generada a menos de 2 km de distancia. M4 es un espacio altamente vegetado, que se encuentra ubicado al Oeste de la zona urbana más densa del Gran Mendoza y al Este del Piedemonte. Las emisiones vehiculares provenientes de las principales calles ubicadas en las inmediaciones del Parque y la quema de basura a 1.3 km del lugar, son las principales fuentes probables de PM cercanas a este punto. Finalmente, M5 es una zona residencial, rodeada tanto de zonas naturales como de carreteras donde se destacan las fuentes vehiculares. Algunas de las calles circundantes se encuentran sin asfaltar por lo que se considera que la resuspensión de polvo puede ser una contribución muy relevante a la calidad de aire local.

Respecto a los sitios de monitoreo del Gran San Juan, el punto SJ1 se encuentra al suroeste de la zona céntrica más densa de la región. El área es residencial de densidad media, muy cercana a la Avenida de Circunvalación que rodea al centro urbano, situada en este caso al sur del punto, lo que se presenta como una fuente de gran relevancia. SJ2 está situado en las cercanías del microcentro, hacia el este, rodeado de fuentes vehiculares, también en las vecindades de la Avenida de Circunvalación, ubicada hacia el este. Por último, el sitio SJ3 está en una zona suburbana, de menor densidad. El área cuenta con abundante vegetación y un elevado porcentaje de suelo sin pavimentar, lo que se presenta como una potencial fuente de material particulado.

## **2.2 Instrumentos y análisis de datos**

En este estudio, la distribución de tamaños de partículas se midió mediante el espectrómetro laser de aerosoles GRIMM 107, que proporciona curvas granulométricas entre 0.25  $\mu\text{m}$  y 32  $\mu\text{m}$  [15]. En este equipo, las muestras de aire son llevadas directamente dentro de la celda de medición y las partículas son detectadas por dispersión de luz. El pulso de dispersión de luz de cada partícula se cuenta y la intensidad de esta señal se clasifica en un determinado tamaño de partícula. El instrumento se configuró para escanear las distribuciones de tamaño solamente para 10, 2.5 y 1  $\mu\text{m}$ , en todos los sitios de monitoreo cada 1 minuto, durante un período mínimo de tres semanas. Los datos obtenidos con el espectrómetro se guardaron continuamente en una tarjeta de datos extraíble, para ser descargados al final de la medición y realizar su procesamiento y análisis.

Las variables meteorológicas analizadas fueron tomadas por estaciones meteorológicas Davis Vantage Pro2 ubicadas en cada punto de monitoreo.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Niveles de PM

El período de monitoreo fue realizado en distintas estaciones del año, diferentes días de la semana y a distintas horas del día, para poder capturar la evolución de una gran variedad de fuentes. Durante el tiempo de medición las condiciones meteorológicas no fueron constantes. Los datos utilizados en los cálculos a continuación están basados en las mediciones de 1 minuto. Los valores medios (medianas, en este caso) obtenidos con el muestreo en cada sitio, se muestran en la Tabla. También se incluye una columna con el porcentaje concentraciones de material particulado superiores a  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Debido a que las concentraciones en los diferentes sitios de monitoreo, como así también las distribuciones de tamaños poseen valores muy diferentes, se agregó en todos los casos valores límites superior e inferior, obtenidos en un intervalo de confianza del 95%.

Sitio	Clase	PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )			PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		PM <sub>1</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	
		Mediana	Intervalo 95%	Porcentaje por encima de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	Mediana	Intervalo 95%	Mediana	Intervalo 95%
M1-CENTRO	U	38.4	0.0 - 156.6	10.49%	8.7	0.0 - 28.3	3.8	0.0 - 16.4
M2-GUAYMALLÉN	U	27.2	0.0 - 135.9	7.09%	6.7	0.0 - 31.2	2.9	0.0 - 19.8
M3-GODOY CRUZ	U	49.8	0.0 - 203.4	15.92%	15.4	0.0 - 53.7	10	0.0 - 37.1
M4-PARQUE	S	38.6	0.0 - 175.3	11.61%	10.04	0.0 - 39.2	5.8	0.0 - 26.1
M5-LUJÁN DE CUYO	S	68.7	0.0 - 367.9	19.04%	16.5	0.0 - 64.7	8.9	0.0 - 29.8
SJ1 – CAPITAL SUR	U	41.2	0.0 - 108.2	41.39%	7.3	0.0 - 20.1	2	0.0 - 7.5
SJ2- TERMINAL	U	23.8	0.0 - 160.2	21.80%	4.7	0.0 - 16.1	1.7	0.0 - 3.6
SJ3 – SANTA LUCÍA	S	30.5	0.0 - 116.5	29.65%	5.5	0.0 - 27.5	1.8	0.0 - 13

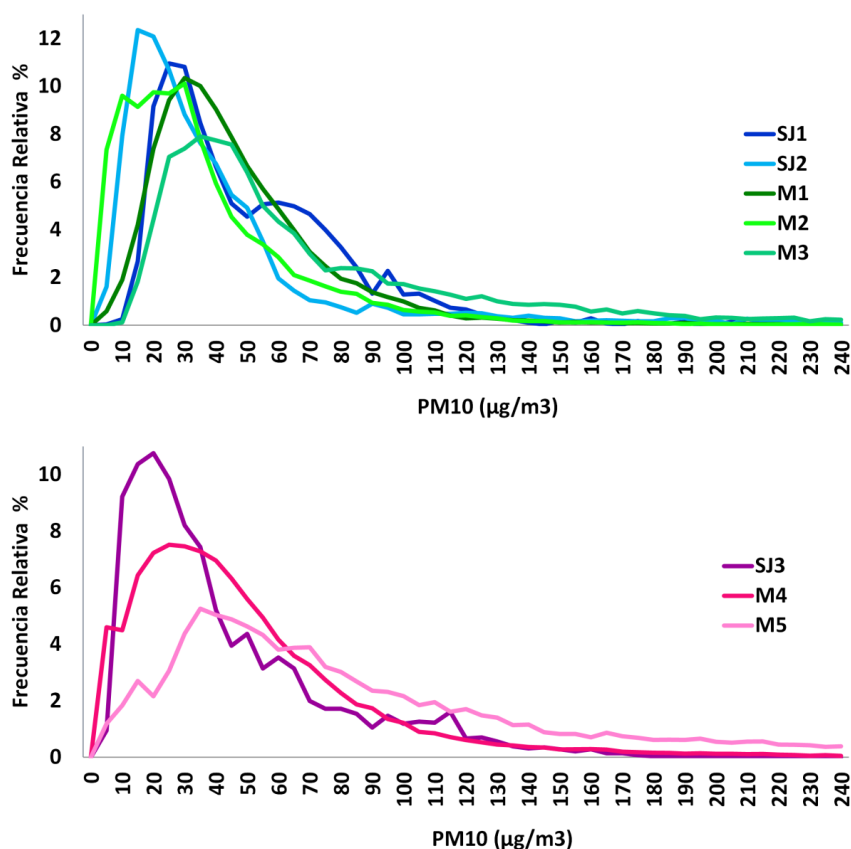
**Tabla2.** Concentraciones obtenidas en cada punto de monitoreo, detallando para cada tamaño la mediana y el intervalo que comprende el 95% de los valores. (Clasificación U=Urbano, S= Suburbano).

Un análisis de las distribuciones de tamaños para los sitios de monitoreo, para todo el período de muestreo, revela diferencias en las concentraciones en masa de partículas.

Las concentraciones de PM<sub>10</sub> en los sitios M3 y M5 son mucho más altas que las observadas en sitios altamente urbanos (M1, M2, SJ1, SJ2). Asimismo, los puntos de monitoreo ubicados cerca de fuentes naturales en Mendoza (M3, M4, M5), poseen máximos más marcados que aquellos que están hacia el interior del centro urbano (M1, M2), hecho que no se repite en San Juan. Los valores analizados se deben a que las partículas de mayor tamaño son provenientes de fuentes naturales. Las partículas PM<sub>1</sub> provienen en general de fuentes de combustión, por lo que no hay una gran diferencia entre los sitios urbanos, excepto en M3 en donde los valores

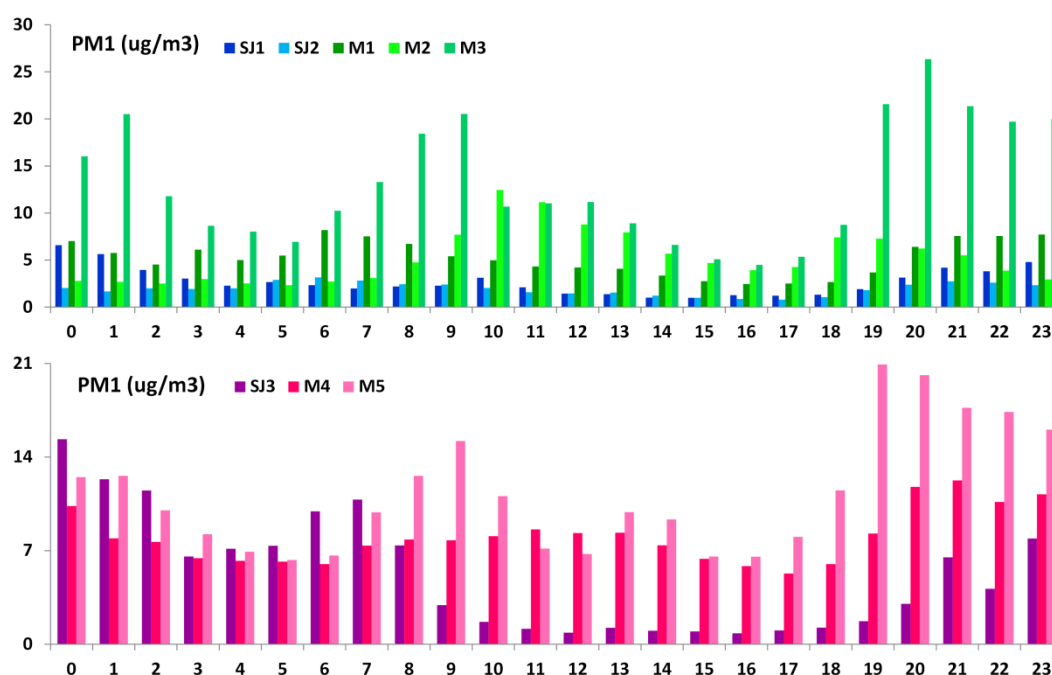


son mucho más altos con altas posibilidades de deberse a la quema de residuos sólidos urbanos (RSU). En ambientes suburbanos los valores se muestran mayores, y sus orígenes pueden ser diversos, como combustión de combustibles fósiles y quema de biomasa o RSU. Finalmente, tamaños de partículas  $PM_{2.5}$  manifiestan un comportamiento intermedio a los dos anteriores. Las emisiones vehiculares y por quema de biomasa (parte de los RSU) poseen una distribución de tamaños multimodal que abarca tanto partículas gruesas como finas [16–18]. Al comparar los puntos de medición de la provincia de San Juan (SJx) con los correspondientes a la provincia de Mendoza (Mx) para el  $PM_{10}$  puede observarse una particularidad. Si bien los valores medios para SJx son en todos los casos más bajos, como así también los máximos para el intervalo de 95% de confianza, el porcentaje por encima de  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  resulta mucho mayor para todos los sitios SJx. Esto puede explicarse al analizar la Figura en donde se observa que las máximas frecuencias para Mx se dan hacia valores mayores de concentración, pero los sitios SJx presentan una tendencia multimodal con máximos relativos en valores superiores a  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , lo que sugiere variedad de fuentes.



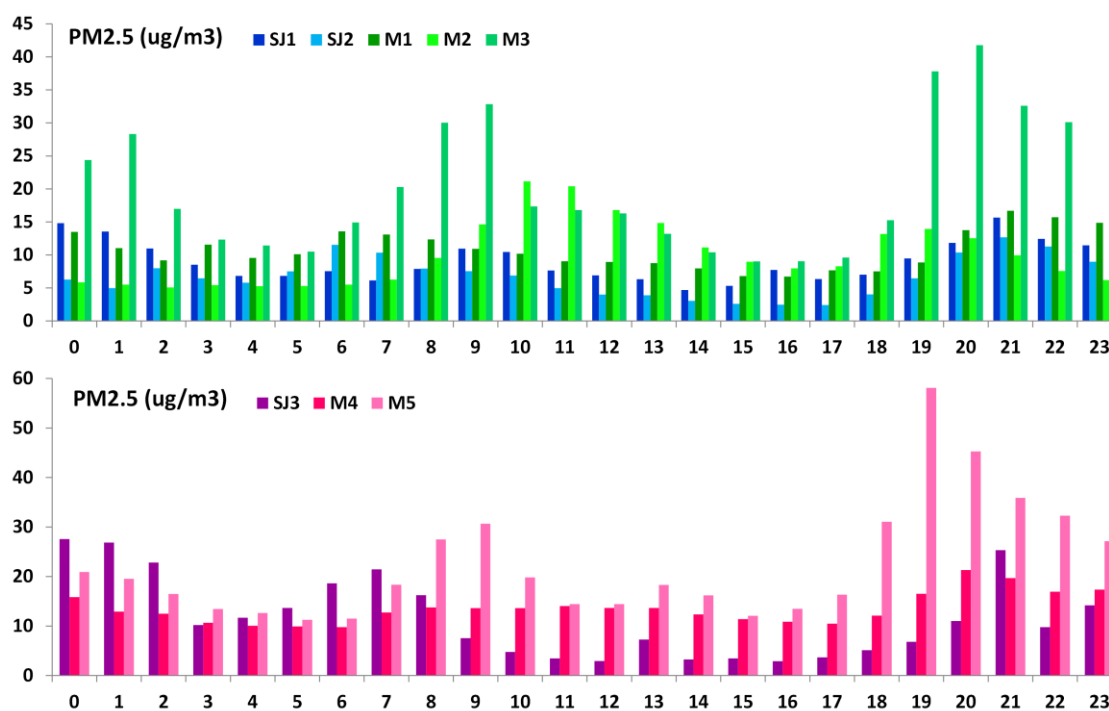
**Figura 3.** Distribuciones de frecuencia para  $PM_{10}$ , obtenidas en el monitoreo para zonas urbanas y suburbanas de Mendoza y San Juan.

Con el objeto de evaluar el comportamiento horario de las concentraciones de partículas medidas, se presentan a continuación las variaciones horarias para cada sitio de monitoreo.



**Figura 4.** Variación horaria para concentración de PM<sub>1</sub> (µg/m<sup>3</sup>) en sitios urbanos (arriba) y suburbanos (abajo).

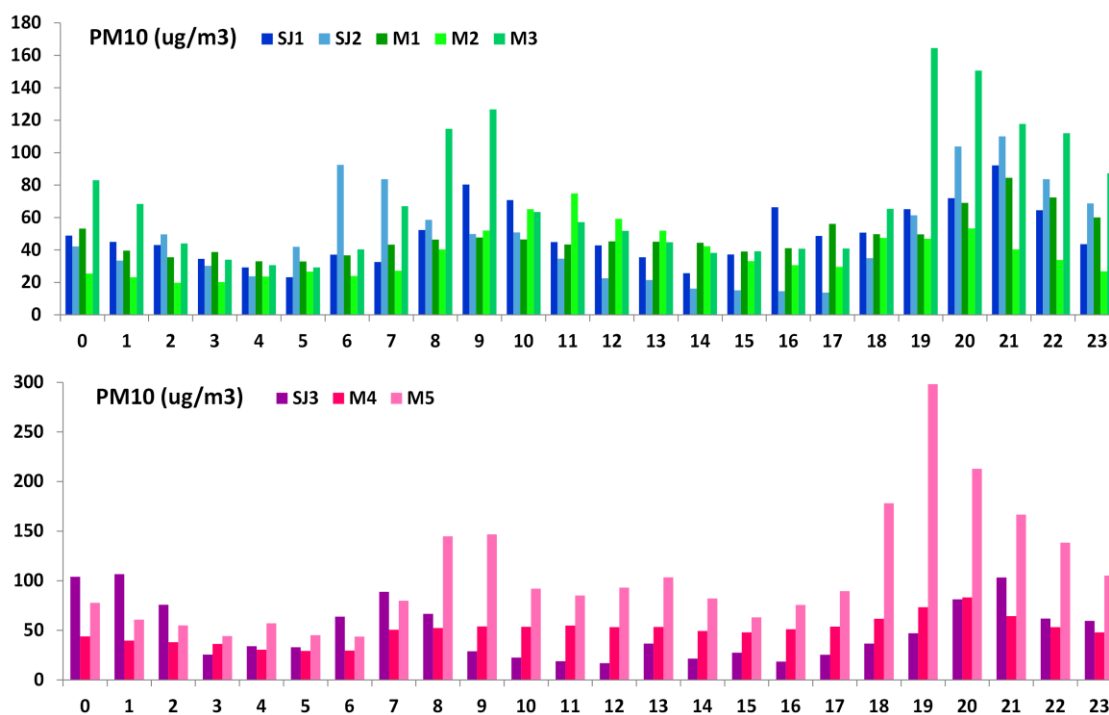
En la Figura 4 donde podemos distinguir la variación horaria para la concentración de PM<sub>1</sub>, se observa que los sitios ubicados en el centro urbano de Mendoza (M1, M2, M3) manifiestan una clara tendencia al aumento de concentraciones en las horas de la mañana, entre las 9 y 12 horas aproximadamente; como así también en la noche a partir de las 18 horas confirmando la actividad vehicular como responsable de la calidad de aire en la zona. Este comportamiento es un poco diferente en la provincia de San Juan (SJ1, SJ2), en donde se observa una clara tendencia al aumento del PM<sub>1</sub>, pero en las horas de la tarde/noche, lo que sugiere que las emisiones vehiculares son más relevantes a partir de las 19-20 horas. En el caso de los sitios ubicados hacia la periferia de los centros urbanos estas tendencias se modifican observándose concentraciones mucho más elevadas particularmente en horas de la noche para ambas provincias.



**Figura 5.** Variación horaria para concentración de  $PM_{2.5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en sitios urbanos (arriba) y suburbanos (abajo).

La Figura 5 muestra un comportamiento de  $PM_{2.5}$  bastante similar al desarrollado por  $PM_{10}$ , sugiriendo el mismo origen de las partículas. Existe para las zonas suburbanas un perfil de concentraciones que varía en horas nocturnas, especialmente notorio para SJ3. Los sitios urbanos muestran un comportamiento mixto, con máximos relativos tanto a la noche como en la mañana, lo que evidencia que las partículas de este tamaño provienen de distintas fuentes, especialmente vehiculares y quema de RSU.

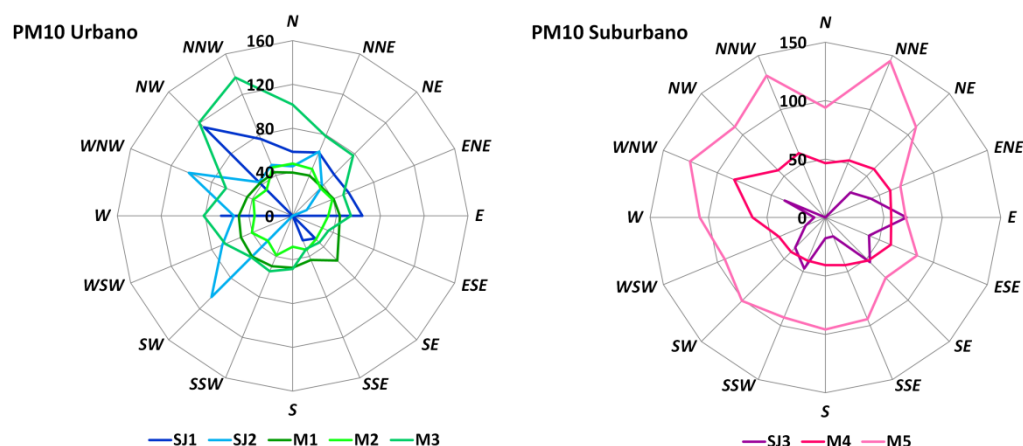
En la Figura 6 puede notarse claramente la diferencia entre sitios urbanos y suburbanos, respecto a la evolución horaria de las concentraciones de  $PM_{10}$ . Se verifican nuevamente valores muy elevados para horas nocturnas, aunque las concentraciones decrecen algunas horas antes. Los valores notablemente mayores para las zonas suburbanas se deben a que estos sitios presentan cercanías a zonas semiáridas de suelo desnudo, que son una gran fuente de polvo.



**Figura 6.** Variación horaria para concentración de PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) en sitios urbanos (arriba) y suburbanos (abajo).

### 3.2 Rosas de contaminantes

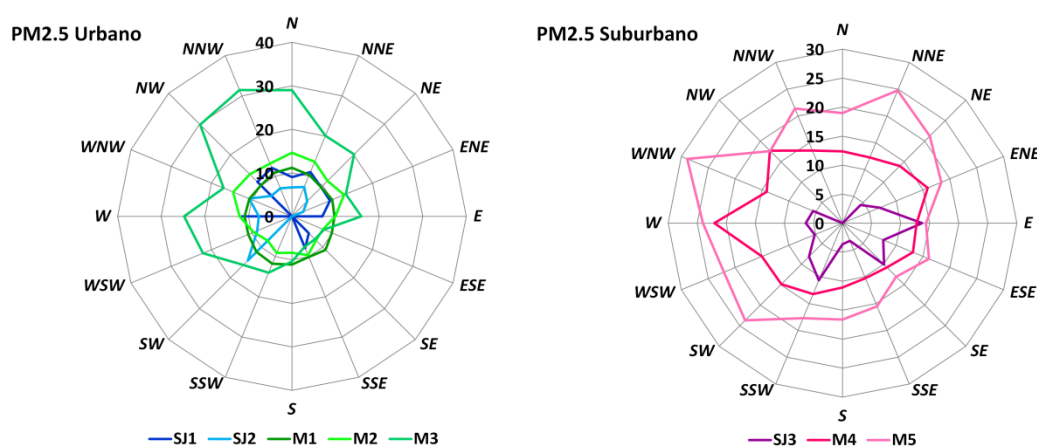
Para verificar la contribución específica de las diversas fuentes a cada sitio de monitoreo, se presentan las rosas de contaminantes, donde en cada serie de datos, se grafica la concentración promedio medida en cada punto en relación con la dirección de viento para cada instante. En tal sentido, los pétalos señalan desde qué dirección provienen las concentraciones indicadas en la escala.



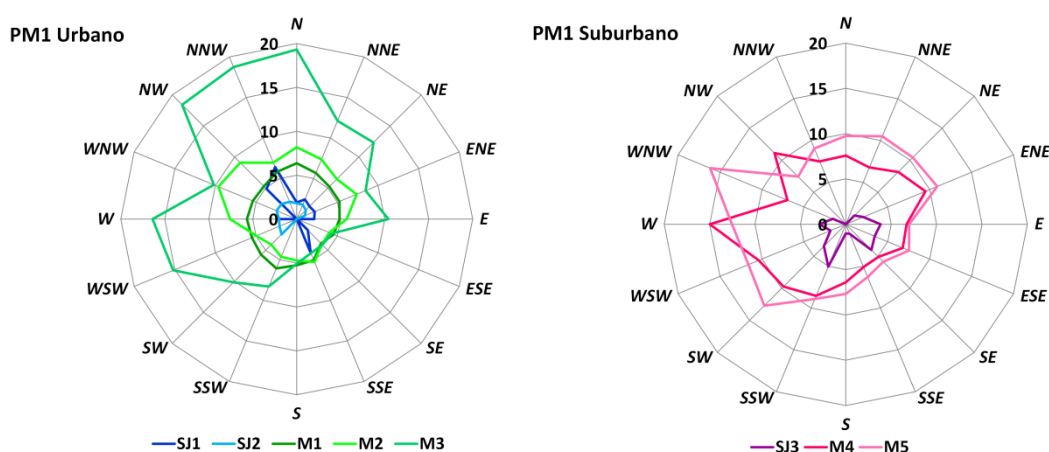
**Figura 7.** Rosa de contaminantes para concentraciones de  $PM_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), en todos los sitios de monitoreo.

La Figura 7 muestra que la distribución de  $PM_{10}$  urbano y suburbano tiene una gran componente de viento en superficie del oeste. Analizando los sitios urbanos vemos que los puntos M1 y M2 (ubicados en el centro este del Gran Mendoza) no muestran una dirección preferencial, no así el punto M3 (ubicado en Godoy Cruz, en el centro Oeste del Gran Mendoza), o los puntos SJ1 (al suroeste del centro urbano sanjuanino) y SJ2 (al centro-este del Gran San Juan) que muestran modas hacia las direcciones NNW, NW y SW respectivamente. Cabe señalar que el Departamento de Godoy Cruz se ve influenciado por un gran flujo vehicular derivado de la zona central y por la cercanía al piedemonte, lo que determina que sea allí la mayor concentración de  $PM_{10}$ . En lo que respecta a los sitios de San Juan, la cercanía de ambos a la Av. De Circunvalación y el microcentro explica la tendencia de las rosas. Particularmente SJ2 muestra una marcada influencia de la dirección NW, orientación en la cual se encuentran el Parque industrial de Chimbas, la Central Térmica Provincial, una empresa calera y una electrometalúrgica.

En cuanto a los sectores suburbanos, los puntos M4 y M5 presentan una distribución homogénea de concentración de  $PM_{10}$ , similar a los nodos M1 y M2. La poca diferencia que existe entre las modas de estos puntos puede deberse a que la zona Parque se encuentra hacia el Oeste árido de la zona urbana, y está enmarcado por el Piedemonte, mientras que Luján de Cuyo está localizado hacia el Suroeste árido de la misma zona. En cuanto al sitio SJ3, se muestra una gran influencia de la dirección S-E, debido a que en dicha orientación se encuentran zonas no construidas con suelo desnudo muy próximas, que generan gran cantidad de  $PM_{10}$ , y varias vías de acceso de gran importancia.



**Figura 8** Rosa de contaminantes para concentraciones de  $PM_{2.5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), en todos los sitios de monitoreo.



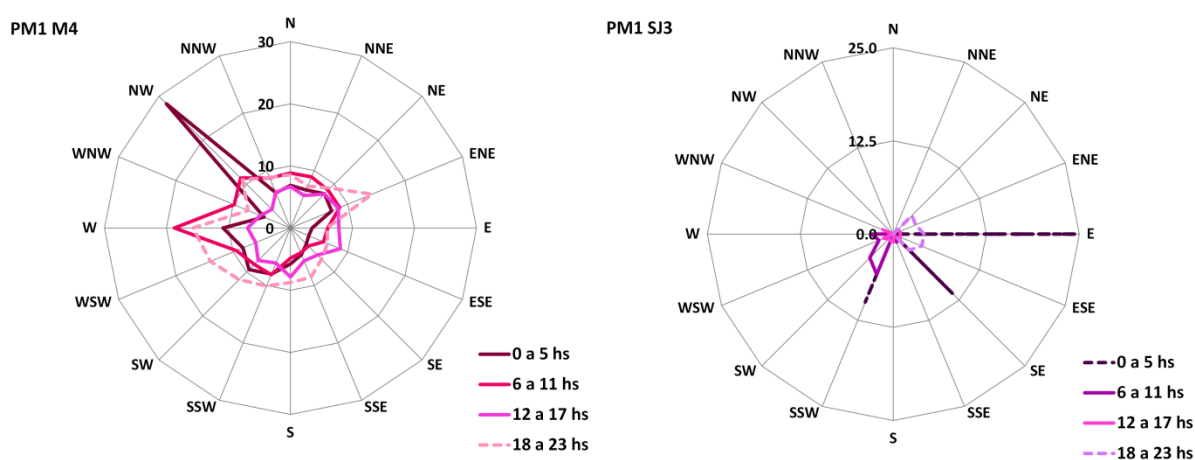
**Figura 9** Rosa de contaminantes para concentraciones de  $PM_1$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), en todos los sitios de monitoreo.

Las rosas de contaminantes para concentraciones de  $PM_{2.5}$  y  $PM_1$  de la Figura 8 y la Figura 9 respectivamente muestran grandes similitudes con lo descrito para la Figura 7. Es evidente que la concentración de partículas en las zonas centrales y administrativas de ambas ciudades están afectadas por fuentes ubicadas alrededor de los sitios de monitoreo, en todas las direcciones, para todos los tipos de tamaño. Hay que destacar, sin embargo, que para los sitios urbanos y suburbanos, ubicados hacia el oeste del Gran Mendoza (M3, M4 y M5) a medida que disminuye el tamaño de material particulado, la concentración es menor pero se acentúa la concentración en la dirección W. Esto indicaría la existencia de una fuente en esa dirección de partículas originadas por combustión, como fuentes vehiculares y quema de RSU. SJ2 muestra una gran influencia de la dirección NNW, hacia donde se encuentra un área de gran industrialización y numerosas fuentes de combustión.

A continuación, la Figura 10 muestra rosas de contaminantes con mayor detalle para los sitios M4 y SJ3, en donde los datos han sido analizados cada seis horas. Aquí se observa claramente

como la circulación local produce cambios netos en la contribución de las fuentes. Para M4, la circulación valle-montaña genera vientos nocturnos desde el W-NW y diurnos, desde el valle, con dirección N, NE. Para este sitio ubicado en el parque de la ciudad de Mendoza, parece evidente la suma de las contribuciones nocturnas debido al cambio de circulación con una clara fuente local ubicada al NW del punto de medición (quema de RSU).

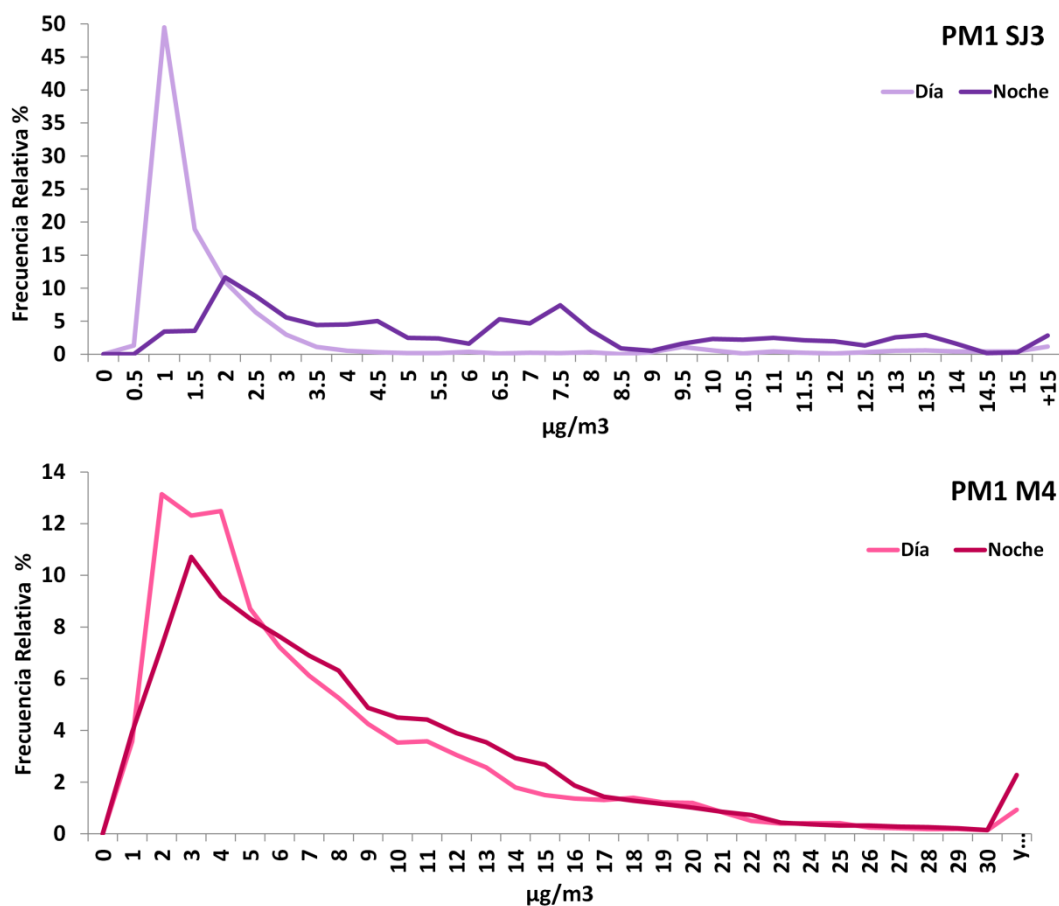
El punto SJ3, presenta características comparables, en cuanto a la variación de la procedencia de las partículas para los distintos momentos del día. En las horas de la mañana se observa que el material particulado proviene especialmente de la dirección SSW, orientación hacia la cual se encuentra una vía de acceso de importancia, con gran tránsito vehicular. En cambio, para horas de la noche, las partículas se originan principalmente en las direcciones E-SE, donde se encuentra localizada una zona de quema de RSU.



**Figura 10.** Rosa de contaminantes para concentraciones de  $PM_1$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), en los sitios de monitoreo M4 y SJ3 para diferentes momentos del día, cada seis horas.

La Figura 11 muestra las frecuencias relativas de  $PM_1$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para los sitios descritos anteriormente. Aquí pueden observarse comportamientos distintos respecto a la distribución de las partículas. Para SJ3, se observan dos hechos relevantes. En primer lugar, la diferencia del máximo entre el día y la noche se aprecia tanto en magnitud de frecuencia relativa como en concentración, ya que para la noche las frecuencias relativas mayores se dan para valores más altos de  $PM_1$ . Este hecho puede ser explicado teniendo en cuenta la variación de altura de la capa de mezcla, que en horas nocturnas es más baja, lo que hace que la dilución de las partículas sea menor y por ende las concentraciones sean más altas. En segundo lugar, puede observarse que en las horas nocturnas la distribución es claramente bimodal, lo que no se repite en las horas del día, sugiriendo la presencia de otras fuentes que emiten altos valores de  $PM_1$ . La Figura 11 muestra que estas altas concentraciones provienen del SSE-E, a donde se ubican áreas de quema de RSU. Para M4 se repite el hecho de que las frecuencias relativas son menores para horas de la noche en valores bajos de  $PM_1$ , y crecen a concentraciones mayores, lo que también se explica por las variaciones en la altura de la capa de mezcla, pero

se aprecia que las distribuciones son unimodales, lo que refleja la predominancia de una fuente.



**Figura 11.** Frecuencias relativas de  $PM_1$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para los sitios de monitoreo SJ3 y M4 respectivamente para diferentes horarios: Día (7 a 18 hs) y Noche (19 a 6 hs).

#### 4. CONCLUSIONES

En el presente artículo se muestra un resumen de mediciones de concentraciones de partículas en los rangos de tamaño  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_1$ , en los centros urbanos del Gran Mendoza y Gran San Juan, presentándose distribuciones representativas de tamaños y datos de concentraciones en ocho sitios de muestreo y en diferentes condiciones meteorológicas. Para ello se utilizó un equipo de monitoreo GRIMM 107, junto con estaciones meteorológicas Davis Vantage Pro2. De la comparación de los niveles de concentración de partículas en los distintos sitios de monitoreo surge que:

- Los valores observados en zonas urbanas y suburbanas durante las horas nocturnas, cuando las condiciones meteorológicas son típicamente desfavorables para la dispersión atmosférica, resultaron ser los más altos durante el día. En la mañana, fuera de las horas pico, las concentraciones de material particulado son las



mínimas, en todo el período de monitoreo.

- Independientemente de los cambios en las condiciones de dispersión, la variabilidad entre sitios está claramente asociada a la actividad típica de cada área de estudio. Si bien existen altas concentraciones de partículas pequeñas ( $PM_{2.5}$  y  $PM_{10}$ ) en áreas céntricas y administrativas, como es esperable por la actividad vehicular, se verificaron episodios particulares de contaminación en sitios más alejados del centro.
- En los sitios suburbanos existe un rol relevante de la meteorología y de las fuentes secundarias, las cuales, son responsables de una concentración de fondo, e incluso superponiéndose a un efectos de fuentes locales de emisión.
- Si bien las condiciones meteorológicas que favorecen el mezclado en la atmósfera baja son relativamente uniformes en cada uno de los sitios de monitoreo, puede notarse claramente el rol del tráfico como fuente primaria de la fracción fina de material particulado en zonas urbanas.
- Las concentraciones de  $PM_{10}$  son generalmente mayores en sitios de ambas ciudades con mayor influencia de zonas áridas, ubicadas en las afueras de los centros urbanos.
- Algunas observaciones inusuales, especialmente durante las horas nocturnas sugirieron la presencia de actividades relacionadas con la combustión fuera de los centros urbanos. Existen patrones diarios en las concentraciones en donde el efecto es evidente. Asimismo, es posible también que la recirculación de aerosoles en conjunto sea responsable de gran parte de las altas concentraciones medidas en horas nocturnas.

La dependencia de las concentraciones y la distribución del tamaño de partículas estudiadas son consistentes con los sitios representativos seleccionados y coherentes con la meteorología local. Este tipo de mediciones, combinadas con caracterizaciones químicas son la base de futuros estudios de modelado e identificación de fuentes. Asimismo, se espera acoplar este tipo de mediciones con evaluaciones de concentraciones basadas en el número de partículas para detectar y cuantificar mejor la contribución de otras fuentes.

## REFERENCIAS

- [1] M. Kampa and E. Castanas, "Human health effects of air pollution"., *Environ. Pollut.*, vol. 151, no. 2, pp. 362–7, (2008).
- [2] L. W. Stanek, J. D. Sacks, S. J. Dutton, and J.-J. B. Dubois, "Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: An evaluation of collective results", *Atmos. Environ.*, vol. 45, no. 32, pp. 5655–5663, (2011).
- [3] R. M. Harrison and J. Yin, "Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?", *Sci. Total Environ.*, vol. 249, no. 1–3, pp. 85–101, (2000).
- [4] C. Monn, A. Fuchs, D. HöGger, M. Junker, D. Kogelschatz, N. Roth, and H.-U. Wanner, "Particulate matter less than 10  $\mu m$  ( $PM_{10}$ ) and fine particles less than 2.5  $\mu m$  ( $PM_{2.5}$ ):

- relationships between indoor, outdoor and personal concentrations", *Sci. Total Environ.*, vol. 208, no. 1–2, pp. 15–21, (1997).
- [5] U.S. EPA, "Second Addendum to Air Quality Criteria for Particulate Matter and Sulfur Oxides (1982): Assessment of Newly Available Health Effects Information (1986)", 1987.
- [6] U.S. EPA, "Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, Oct 2004)", (2004).
- [7] G. Polichetti, S. Cocco, A. Spinali, V. Trimarco, and A. Nunziata, "Effects of particulate matter (PM10, PM2.5 and PM1) on the cardiovascular system", *Toxicology*, vol. 261, no. 1–2, pp. 1–8, (2009).
- [8] J. Hansen, "Efficacy of climate forcings", *J. Geophys. Res.*, vol. 110, no. D18, p. D18104, (2005).
- [9] J. Haywood and O. Boucher, "Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review", *Rev. Geophys.*, vol. 38, no. 4, pp. 513–543, (2000).
- [10] J. T. Kiehl, T. L. Schneider, P. J. Rasch, M. C. Barth, and J. Wong, "Radiative forcing due to sulfate aerosols from simulations with the National Center for Atmospheric Research Community Climate Model, Version 3", in *Aerosol Forcing of Climate*, vol. 105, Wiley-Interscience, 2000, pp. 1441–1457 (2000).
- [11] Y.-J. Choi and H. J. S. Fernando, "Implementation of a windblown dust parameterization into MODELS-3/CMAQ: Application to episodic PM events in the US/Mexico border", *Atmos. Environ.*, vol. 42, no. 24, pp. 6039–6046, Aug. (2008).
- [12] N. I. Rivera Rivera, T. E. Gill, M. P. Bleiweiss, and J. L. Hand, "Source characteristics of hazardous Chihuahuan Desert dust outbreaks", *Atmos. Environ.*, vol. 44, no. 20, pp. 2457–2468, Jun. (2010).
- [13] S. E. Puliafito, F. H. Castro, and D. G. Allende, "Air-quality impact of PM10 emission in urban centres", *Int. J. Environ. Pollut.*, vol. 46, no. 2005, pp. 127–143, (2011).
- [14] S. E. Puliafito, F. R. Bochaca, D. G. Allende, and R. P. Fernandez, "Green Areas and Microscale Thermal Comfort in Arid Environments: A Case Study in Mendoza, Argentina", *Atmos. Clim. Sci.*, vol. 3, no. 3, pp. 372–384, (2013).
- [15] H. Grimm and D. J. Eatough, "Aerosol Measurement: The Use of Optical Light Scattering for the Determination of Particulate Size Distribution, and Particulate Mass, Including the Semi-Volatile Fraction", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, vol. 59, no. 1, pp. 101–107, Jan. (2009).
- [16] A. D. Clarke, Y. Shinozuka, V. N. Kapustin, S. Howell, B. Huebert, S. Doherty, T. Anderson, D. Covert, J. Anderson, X. Hua, K. G. Moore II, C. McNaughton, G. Carmichael, and R. Weber, "Size distributions and mixtures of dust and black carbon aerosol in Asian outflow: Physiochemistry and optical properties", *J. Geophys. Res.*, vol. 109, no. D15, p. D15S09, Jun. (2004).
- [17] S. Hering, A. Eldering, and J. H. Seinfeld, "Bimodal character of accumulation mode aerosol mass distributions in Southern California", *Atmos. Environ.*, vol. 31, no. 1, pp. 1–11, (1997).
- [18] Z. Wu, M. Hu, P. Lin, S. Liu, B. Wehner, and A. Wiedensohler, "Particle number size distribution in the urban atmosphere of Beijing, China", *Atmos. Environ.*, vol. 42, no. 34, pp. 7967–7980, Nov. (2008).

## HERRAMIENTA DE GESTIÓN: MONITOREO PERIMETRAL EN TIEMPO REAL DE EMISIONES INDUSTRIALES DE VCM (CASO POLO PETROQUIMICO DE BAHIA BLANCA)

Arranz, Gonzalo<sup>1</sup>; Pereyra, Marcelo<sup>2</sup>; Cifuentes, Olga<sup>3</sup>

1: Comité Técnico Ejecutivo  
Municipalidad Bahía Blanca  
San Martín 3474 - (8103) Ingeniero White  
E-mail: cte.guardia5@bb.mun.gba.gov.ar

2: INQUISUR (Universidad Nacional del Sur - CONICET)  
Avda. Alem 1253 - (8000) Bahía Blanca  
E-mail: mpereyra@criba.edu.ar

3: Facultad Regional Bahía Blanca  
Universidad Tecnológica Nacional  
11 abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
E-mail: ocifuentes@speedy.com.ar

**Resumen.** *En la ciudad de Bahía Blanca, en el ámbito del Polo Petroquímico y Área Portuaria, se desarrollan desde el año 2001 programas municipales de monitoreo y control de cuerpos receptores y de descargas, en particular de la atmósfera y de emisiones gaseosas de las fuentes industriales de dicha jurisdicción. El presente trabajo tiene la finalidad de evaluar la aplicabilidad de una herramienta actual de gestión para el control de emisiones gaseosas perimetrales. Particularmente, es utilizada para el monitoreo de las plantas industriales, productoras de policloruro de vinilo (PVC) y cloruro de vinilo monómero (VCM), que generan emisiones gaseosas de VCM; las que están radicadas a escasa distancia de la población de Ingeniero White. Este compuesto es considerado cancerígeno por la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer y está incluido como residuo especial en la Ley N° 11720 de la Provincia de Buenos Aires. El universo de estudio comprende a la cuenca atmosférica del Polo Petroquímico de Bahía Blanca y su área de influencia directa, la localidad de Ing. White, evaluando registros de emisiones de VCM del periodo 2004-2010.*

**Palabras clave:** Desarrollo sustentable, herramientas de gestión, monitoreo de emisiones gaseosas, cloruro de vinilo monómero (VCM).

### 1. INTRODUCCIÓN

El Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca (Pcia. Buenos Aires, República Argentina), es uno de los ámbitos territoriales del país instalado estratégicamente, con acceso vial y marítimo de privilegio para la comercialización de sus productos y con disponibilidad de materias primas con ventajas competitivas. Esta zona incluye empresas de envergadura, y con complejidad a los efectos de la aplicación de las normativas ambientales. El conjunto de

empresas desarrolla diversas actividades productivas de gran importancia para la economía bahiense, bonaerense y nacional, tales como: refinados del petróleo; producción de polietilenos, PVC, urea, soda cáustica, Cloruro de Vinilo Monómero (VCM) y amoníaco; almacenamiento, despacho y procesamiento de cereales. La empresa productora de PVC cuenta con una única planta de fabricación de ese producto en el país, con una única unidad de producción de VCM, insumo indispensable para la obtención de PVC. La misma se encuentra ubicada a escasos 500 metros de la población. Esta situación de cercanía industria-población implica una vulnerabilidad creciente asociada al aumento de la actividad industrial, dando lugar a reclamos de la población, y a una preocupación de los organismos de control municipal por preservar las condiciones ambientales de esta área industrial [1]. Surge así la necesidad de evaluar y demostrar la aplicabilidad del monitoreo de las emisiones en el perímetro de la industria como herramienta de gestión ambiental para el control de las emisiones gaseosas de VCM, teniendo en cuenta la vulnerabilidad de la población de Ingeniero White potencialmente expuesta a este compuesto toxicológicamente riesgoso y la falta de una metodología reglamentada, o bien normalizada para su control.

Por ésta razón, se plantea estudiar la aplicabilidad del monitoreo en tiempo real de emisiones industriales perimetrales de VCM (emisiones de VCM que exceden el perímetro de la empresa), como herramienta de gestión en el control ambiental del Polo Petroquímico de Bahía Blanca. Bajo estos aspectos se plantea como hipótesis que: *El monitoreo en tiempo real de emisiones industriales perimetrales de VCM en el área del Polo Petroquímico de Bahía Blanca, permite fortalecer las capacidades de gestión municipal en el control ambiental a fin de prevenir riesgos sobre la población.* Para demostrar esta hipótesis, se fija como objetivo general demostrar las potencialidades del monitoreo en tiempo real de emisiones perimetrales de VCM. Para lograrlo, se describen las características del área de estudio, el programa de monitoreo de VCM para el Polo Petroquímico de Bahía Blanca, se construyen indicadores para evaluar la tendencia de las concentraciones del contaminante y se analizan estadísticamente los resultados existentes de los monitoreos de VCM.

## **2. MARCO TEÓRICO**

### **2.1. Contaminación del aire**

La contaminación del aire se observa cuando hay un “cambio en las características de un compartimiento ambiental por introducción natural o antrópica de un agente o agentes físicos, químicos o biológicos externos al mismo. La mayoría de los contaminantes son subproductos o residuos sólidos, líquidos o gaseosos, que se producen al extraer, procesar, convertir en productos o utilizar un recurso del ambiente” [2]. Respecto del VCM, la Organización Mundial de la Salud (OMS) considera como valor de referencia para un aire ambiente no impactado una concentración de 0,0012 ppm. Cerca de zonas industriales y de eliminación de residuos clorados se han publicado concentraciones mucho más altas (hasta 3 ppm); y concentraciones máximas de 0,4 ppm han sido reportadas por la OMS en el aire de los espacios cerrados en casas adyacentes a rellenos sanitarios municipales [3].

## **2.2. Herramientas de gestión, monitoreo y emisión**

Cavalcanti, R. [4], trata los diferentes tipos de herramientas de gestión, y manifiesta que los procesos de la evolución de la conciencia ambiental se reflejan en políticas gubernamentales de protección ambiental que llevaron al desarrollo de una serie de herramientas que, aplicadas en todas las fases, pueden ser preventivas, correctivas, de remediación, y/o proactivas. Además, indica que las principales herramientas de gestión son la Evaluación de Impacto Ambiental, los programas de monitoreo ambiental, las auditorías ambientales, el análisis de riesgo, los programas de recuperación ambiental, entre otros. En el presente trabajo, se aborda como herramienta de gestión sólo el Monitoreo Ambiental con sus metodologías.

Todo monitoreo ambiental implica una “medida de los contaminantes y de sus efectos con objeto de ejercer control sobre la exposición del hombre o de elementos específicos de la biosfera a esos contaminantes”. En tanto, el monitoreo en tiempo real de emisiones, determina in situ la concentración de los contaminantes presentes en las emisiones generadas por un equipo de proceso, unidad de proceso, etc., generalmente mediante técnicas instrumentales selectivas para cada contaminante [5].

## **2.3. Cloruro de Vinilo Monómero (VCM)**

El VCM, “es una sustancia manufacturada que no está naturalmente presente en el aire; sin embargo, puede formarse en el ambiente cuando otras sustancias manufacturadas, como el tricloroetileno, tricloroetano y tetracloroetileno, son degradadas por ciertos microorganismos” [6]. “A temperatura ambiente, es un gas incoloro, se inflama fácilmente y es inestable a altas temperaturas. Existe en forma líquida si se mantiene bajo alta presión o temperaturas bajas. Tiene un leve olor dulce, que puede empezar a detectarse cuando la concentración en el aire es de 3 ppm. Este elevado umbral de olor es de poca utilidad para prevenir exposición excesiva” [6]. Además en humanos, “...en un corto tiempo de exposición a elevados niveles en un rango de 40 a 900 ppm ha resultado en mareos, dolores de cabeza, euforia y narcosis” [7]. La importancia toxicológica ambiental radica en que el VCM generalmente existe en forma de gas y que su ruta de exposición más probable es por inhalación. Es posible no encontrar este compuesto en aire urbano, suburbano o rural en cantidades que pueden detectarse con métodos de análisis corrientes. “Sin embargo, se ha encontrado VCM en niveles de hasta 1 ppm en el aire cercano de plantas que manufacturan o procesan VCM y/o PVC.” [6]. La importancia del control ambiental del VCM surge de los estudios epidemiológicos en seres humanos que han evidenciado que el VCM está asociado con cierto cáncer de hígado en humanos y ha sido clasificado como cancerígeno dentro del Grupo A de la EPA [8]. Por otra parte, el VCM debe ser controlado por estar incluido como residuo especial en la Resolución 601/98 del Decreto 806/97, reglamentario de la Ley N° 11720 Pcia. Bs. As.

## **2.4. Indicadores**

“Un indicador es una medida brindada por una variable clave o parámetro (o sus derivados) que se utiliza como representativa de un valor ambiental y es usada para monitorear el estado

del ambiente. Señala la presencia o condición de un fenómeno que, a veces, no puede medirse directamente. (...) Siendo un parámetro: una propiedad que es medida u observada.”[2]  
Los indicadores permiten comparar situaciones en el tiempo y espacio, evaluar condiciones y tendencias respecto a objetivos y metas preestablecidas, y brindar información clave.  
Para la construcción de indicadores en este estudio, se desarrollaron fichas metodológicas de cada uno según Rayén Quiroga Martínez [9].

### 3. MARCO METODOLÓGICO

#### 3.1. Universo de estudio

El universo a estudiar es el conjunto de resultados del monitoreo de emisiones gaseosas perimetrales de VCM, que realiza el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca (Argentina), en el área de incumbencia de la Ley Pcia. Buenos Aires N° 12530, y que se circunscribe al análisis del periodo 2004-2010. Este monitoreo comprende la medición de VCM en muestras de aire con cromatógrafos gaseosos portátiles, con detector de fotoionización, PID (Photo Ionization Detector), lámpara de 10,6 eV y columnas cromatográficas selectivas para VCM. Las mediciones se realizan cada tres horas, los 365 días del año, en el perímetro de las plantas productoras de VCM y PVC ubicadas en Ing. White.

#### 3.2. Fuentes

Para describir y validar operativa y procedimentalmente la investigación, se recurrió a:

- **Fuentes primarias:** Visitas a la planta productora de VCM, reunión con los actores responsables del monitoreo, integrantes del CTE; construcción de indicadores.
- **Fuentes secundarias:** a) Documentos: Descripción del proceso de producción de PVC y VCM; Informes del CTE del monitoreo de VCM para el periodo de estudio, y el Plan Estratégico y de Desarrollo Local para la descripción del área de estudio, b) Cartografía: Mapas de ubicación geográfica de Bahía Blanca e Ingeniero White c) Estadísticas: Registros poblacionales obtenidos de la página web del INDEC; Registros de datos de monitoreo de VCM, d) Legislación aplicable a la temática.

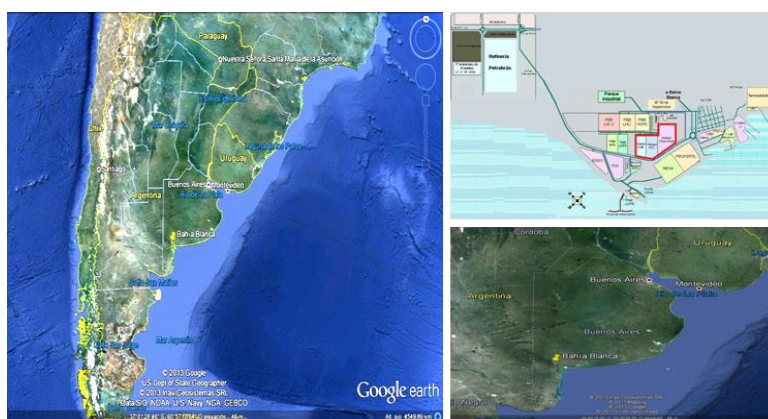
#### 3.3. Instrumentos

a) Entrevistas: se utilizó un cuestionario elaborado respecto del programa de monitoreo de VCM, para obtener información básica del mismo. Fueron consultas técnicas, estadísticas, de gestión y funcionales. b) Software para el Modelo de Dispersión atmosférica de las emisiones de VCM – AERMOD. c) Indicadores construidos con el fin de constituir herramientas para la gestión del monitoreo de VCM: Registro total de datos - Cantidad de datos detectables - Porcentaje de datos detectables - Porcentaje de datos no detectables - Valor mínimo detectado - Valor máximo detectado - Datos adjudicados a eventos - Datos no adjudicados a eventos. En función de toda esta información recopilada, se construyeron indicadores cuya ficha metodológica se realizó en función de lo indicado en inciso 2.4.

#### 4. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA

El área de estudio incluye Ingeniero White y el Polo Petroquímico, Partido de Bahía Blanca, al sudoeste (SO) de la Pcia. de Bs. As, República Argentina ; y su radio de influencia de 40 km, dentro de los cuáles se encuentra la ciudad de Bahía Blanca y Punta Alta, y las localidades de Gral. Daniel Cerri, Cabildo, Villa Harding Green, y Grünbein (Figura N° 1).

El Polo Petroquímico donde se encuentra la Generadora de VCM se ubica a 1 km al oeste de Ingeniero White, donde se emplazan diversas industrias que generan una gran variedad de productos; y a aproximadamente 10 km de Bahía Blanca. Uno de los condicionantes más importantes es la dirección del viento, ya que posibles emisiones de VCM tendrán mayor impacto si la dirección del mismo es coincidente con la ubicación de la población. Las direcciones del viento que coinciden con la población provienen del O-ONO-OSO, con una frecuencia anual del 15%. El Partido de “Bahía Blanca presenta la mayor frecuencia (35%) de viento a lo largo del año con dirección NO y la mayor intensidad media cercana a los 20km/h. La región del SO, donde se incluye a Bahía Blanca, recibe en verano una mayor frecuencia de los vientos del sector Norte, debido a la circulación de gran escala (Sistema del Anticiclón del Atlántico) que es acrecentada por la circulación de baja térmica del noroeste.” [10].



**Figura 1:** Ubicación de Bahía Blanca en la República Argentina.

El último Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2010 arrojó un total de 301.531 personas para el Partido de Bahía Blanca. De los cuales se asigna 11.109 habitantes a Ingeniero White [11]. El sector industrial que caracteriza a la ciudad de Bahía Blanca, se destaca por grandes empresas, que son aquellas vinculadas a la actividad petroquímica, agroindustrial y de refinerías de petróleo básicamente.

#### 5. MARCO LEGAL

“El área portuaria de Ingeniero White y su Polo Petroquímico es uno de los ámbitos del país mejor ubicados para la producción y exportación. Sobre ella coexisten normativas de control de tipo nacional, provincial, municipal y la acción de varios organismos encargados de vigilar su cumplimiento” [1]. El marco legal de la Provincia de Buenos Aires para el control de

emisiones gaseosas incluye el Decreto 3395/96 reglamentario de la Ley Provincial N° 5965/58, y sus resoluciones N° 279/96, 242/97 y 374/98 que establecen requisitos normativos para los generadores de emisiones. Este marco legal no establece metodologías de medición/monitoreo, tan sólo enuncia que “*podrán utilizarse las técnicas de muestreo y de análisis recomendadas por la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU, (US-EPA)*”. A nivel nacional tampoco se han fijado metodologías normalizadas de medición aplicables a la medición de emisiones gaseosas perimetrales y/o para calidad de aire. En ningún caso, se establecen valores límites y/o de referencia para VCM. La única reglamentación internacional que se ha encontrado para referenciar ha sido una publicación del Boletín oficial del Estado de Victoria, Australia [12]. Este boletín establece un marco para la gestión de emisiones, un programa de acción para la protección del aire ambiental y se destaca la normalización del monitoreo de VCM, dando como límite de referencia una exposición de 3 minutos para una concentración máxima de exposición de 0.017 ppm.

En el orden municipal, el organismo que ejerce facultades de control en el área del Polo Petroquímico es el CTE de la Municipalidad de Bahía Blanca. Esta facultad surgió en el año 2000 a partir de la sanción de la Ley Provincial N° 12.530, de necesaria aplicación para complementar las normas provinciales generales con monitoreos y controles locales [13].

Dado que, desde ningún ámbito gubernamental, se han establecido límites máximos permitidos para VCM, el CTE adoptó para sus controles el valor límite de emisión perimetral de 0.025 ppm (límite de detección del método de análisis y de un nivel de concentración comparable al valor de 0.017 ppm establecido por el estado de Victoria, Australia). La detección de VCM en este nivel o superiores da lugar a que el CTE notifique a la planta industrial de los valores detectados y el consiguiente pedido de informe de causas y medidas mitigatorias al respecto que debe ser presentado por la empresa, ante el Comité.

## 6. DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA DE MONITOREO

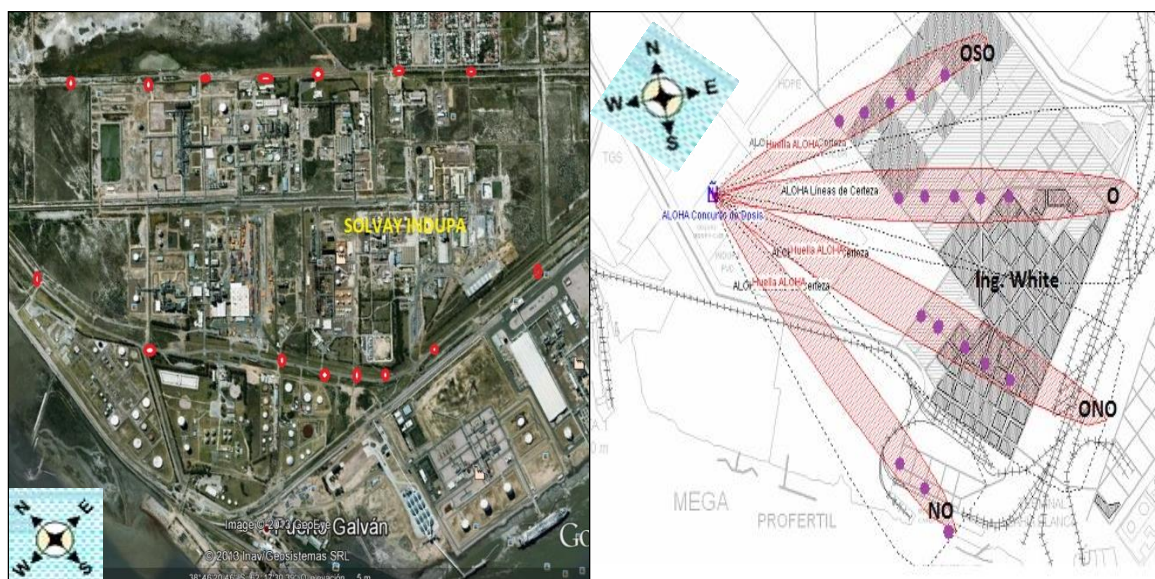
El programa de monitoreo consiste en la aplicación de herramientas y acciones llevadas a cabo para evaluar la presencia de VCM en el perímetro de la planta industrial en cuestión. Es implementado y revisado periódicamente por personal especializado del grupo de monitoreo del CTE. El procedimiento normalizado de trabajo (PNT) de este plan de monitoreo actualmente establece los siguientes requisitos de cumplimiento:

**Frecuencia y franjas horarias:** 8 rondines de mediciones por día. Las franjas horarias para cada monitoreo son aproximadamente dentro del rango horario de 23:30 a 00:30; 02:30 a 03:30; 05:30 a 06:30; 08:30 a 09:30; 11:30 a 12:30; 14:30 a 15:30; 17:30 a 18:30; 20:30 a 21:30 horas. En caso de presencia de VCM, se continúa el monitoreo cada una hora, mientras se mantenga el viento en el sentido de la población, a fin de evaluar la persistencia de VCM.

**Número de determinaciones por rondín:** En cada rondín se efectúa el número de determinaciones indicadas abajo, según el caso. a) En caso que el viento no se dirija hacia el lado de la población: 3 determinaciones; b) En caso que el viento sí se dirija hacia el lado de la población: 3 determinaciones; c) En caso de que el promedio de las tres mediciones efectuadas en condiciones del punto b) resulten mayores de 0,025 ppm: se continúan haciendo mediciones cada 100 metros, hasta que no se detecte presencia del contaminante.



**Puntos de monitoreo:** Figura N°2 a) y b). Puntos de Monitoreo, y puntos de monitoreo sobre la población en función de la dirección de viento respectivamente.



**Figura 2** a) Puntos de monitoreo (puntos color rojo); b) Puntos de monitoreo sobre la población, en función de la dirección del viento

## 6.4. Descripción del proceso de producción de PVC y VCM

### 6.4.1. La producción de PVC a partir de VCM

Solvay Indupa S.A.I.C. utiliza en su planta industrial el proceso de suspensión. En este proceso (también llamado de dispersión), la polimerización se lleva a cabo a 40-70 °C en dos líneas de producción que incluyen reactores (autoclave) de gran capacidad (100 m<sup>3</sup> y 140 m<sup>3</sup>), equipados con condensadores para eliminar el calor, ya que la reacción es fuertemente exotérmica. La polimerización se inicia por adición de iniciadores disueltos en el monómero. Se añaden estabilizadores para evitar que partículas de PVC ya polimerizados se aglomeren. Una vez que ha terminado la polimerización, el lote de polimerización se transfiere a la unidad de separación y luego al depósito de suspensión. La mezcla es una suspensión de PVC en agua que tiene que ser permanentemente agitada; luego es deshidratada en un decantador centrífugo y secada. El polvo seco resultante es almacenado en silos o en bolsas. Posteriormente el PVC es procesado y se obtienen resinas listas para usar [3].

### 6.4.2. Producción de VCM

“El proceso industrial implica craqueo térmico (a aproximadamente 500°C) de 1,2 dicloroetano (EDC), producido por cloración directa de etileno o también a partir de la oxiclación de etileno en el proceso equilibrado (en la planta industrial de Ing. White se utilizan los dos procesos). Después del craqueo (pirólisis), el HCL y el EDC no convertidos se separan del VCM por dos etapas de destilación y se recicla. El VCM es almacenado bajo

presión a temperatura ambiente o refrigerado, aproximadamente a temperatura ambiente. Más del 90% del cloruro de vinilo producido hoy en día está basado en este proceso”. [3]

## 6.5. Sistema de tratamiento de emisiones

El principal objetivo de esta instalación es la destrucción completa de los subproductos orgánicos clorados líquidos de la Planta de VCM y de algunas corrientes gaseosas que antiguamente se ventearon a la atmósfera. En particular el VCM es uno de los componentes de estos residuos clorados. Los componentes orgánicos son quemados a alta temperatura, en exceso de oxígeno y con un tiempo de residencia mínimo de modo de conseguir la oxidación completa. La combustión de estos residuos, en presencia de aire, da los productos clásicos de combustión ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ) pero también productos corrosivos y contaminantes que deben ser eliminados. Se deben optimizar los parámetros operativos que permiten minimizar la producción de cloro libre. El proceso se divide en 5 etapas: Horno de incineración; Caldera recuperadora; Quench; Absorción; Neutralización.

## 7. PRESENTACIÓN DE DATOS

### 7.1. Análisis de la confiabilidad de las mediciones de VCM

a) **Requisitos de Control de Calidad y Aseguramiento de Calidad de las mediciones de VCM:** Se verificó que el CTE ha elaborado un Procedimiento Normalizado de Trabajo (PNT), basado en metodología EPA, que a su vez incluye calibraciones del método analítico usando patrones de VCM certificados según normas. Se verificó que este PNT es supervisado por profesionales capacitados y aplicado estrictamente en los monitoreos de rutina.

b) **Requisitos de la toma y almacenamiento de muestras:** Por tratarse de un monitoreo en tiempo real, las muestras son tomadas y analizadas in-situ, por lo que no se requiere aplicar criterios precautorios adicionales para la toma, conservación, transporte y almacenamiento de muestras. El registro de identificación de cada muestra es incorporado unívocamente y de manera inalterable por el propio software del equipo. Estos registros y los correspondientes a la ubicación geográfica del punto de toma de muestras son documentados inmediatamente por el propio analista, quien luego los almacena en la base de datos del CTE para su resguardo y posterior validación por parte de los profesionales responsables de monitoreo.

c) **Evaluación de interferencias:** La técnica de cromatografía gaseosa con detección PID, no es una metodología absoluta analítica de medición. La metodología de análisis que emplea la técnica de cromatografía gaseosa acoplada a la detección de masas (GC-MS) podría complementar a la medición con detección PID, porque proporcionaría información cualitativa absoluta de la presencia de VCM en las muestras, y porque la técnica GC-MS presenta menores influencias de interferencias [14]. Pero por otra parte, esta poderosa técnica no ofrece la alternativa de medición portátil en tiempo real. La tecnología más avanzada de instrumentación GC-MS sólo permite disponer de equipamiento apenas "transportable" y no portátil, lo que reduciría la potencialidad del monitoreo en tiempo real, dado que no se podrían efectuar mediciones en sitios de difícil acceso. Potenciales interferencias pueden

ocurrir debido a la presencia de otras sustancias diferentes al VCM en las muestras que produzcan una señal equivocadamente adjudicada al VCM. Para el caso particular de la matriz ambiental analizada en estos monitoreos de rutina, el etileno puede estar presente debido a su ocurrencia en las emisiones gaseosas del inventario de emisiones del área de estudio, y a su vez podría actuar como una potencial interferencia en las mediciones estudiadas. De acuerdo a la documentación consultada para este trabajo, se verificó que el CTE ha evaluado estas potenciales interferencias, realizando dos ejercicios de intercomparación con la propia empresa generadora, aplicando el mismo método analítico de medición. Los resultados de dichas intercomparaciones no evidenciaron que la presencia de etileno interfiriera en las mediciones de VCM, por lo que se concluye que la metodología de medición es selectiva para VCM.

d) **Parámetros analíticos de calidad:** Se pudo confirmar que se realizaron verificaciones periódicas del límite de detección del método de medición, 0.025 ppm de VCM. También se realizó un estudio de validación del método, que incluye además la evaluación de la linealidad, precisión y de la incertidumbre analítica de las mediciones [14]

e) **Auditorías externas de calidad:** De acuerdo a lo observado en la documentación habilitadora del Laboratorio de Análisis Industriales del CTE, se encontró que las mediciones de VCM, están incluidas dentro de los ensayos acreditados por el Consejo Federal de Fiscalización de Laboratorios de la Fundación Química Argentina. Además están incluidos dentro de los ensayos aprobados por la Autoridad de Aplicación Provincial (OPDS). Ambas certificaciones involucran auditorías externas periódicas, por lo que las mediciones de VCM también cumplen con el requisito de ser sometidos a auditorías externas de control de calidad. Por lo expuesto en incisos a) al e), se puede concluir que las mediciones de VCM de los monitoreos efectuados por el CTE, presentan una confiabilidad muy aceptable, según los criterios internacionalmente recomendados [15].

## 7.2 Análisis de los datos

Para el tratamiento estadístico de datos se utilizaron las funciones matemáticas predeterminadas en el software Microsoft Excel, por lo que no se requirieron validaciones adicionales en los cálculos de los indicadores propuestos. Por otra parte, se verificó que los datos estuvieran validados previamente por los profesionales del CTE responsables del monitoreo. Esta validación incluye: a) correcciones de errores de transcripción de datos, como resultado del contraste entre los datos registrados por el equipo de medición y los datos almacenados por el analista en la base de datos; b) eliminación de datos de calibraciones o chequeos internos que no corresponden a mediciones reales de muestras de las emisiones gaseosas estudiadas; c) corrección de datos por fallas en el funcionamiento del equipo; y d) corrección de resultados mal integrados por el software del equipo, debido a alteraciones de la línea de base del analizador, para lo cual el profesional capacitado está autorizado a reintegrar dichos análisis y obtener los resultados correctamente integrados, siguiendo las técnicas de integración recomendadas por las buenas prácticas de laboratorio.

Los datos analizados suman un total de 45510 mediciones obtenidas en los monitoreos efectuados desde enero del año 2004 hasta diciembre de 2010, disponibles en [16].

### 7.3 Análisis de las potencialidades del monitoreo

Para efectuar este análisis se desarrollaron dos estudios:

- Modelación matemática de la dispersión atmosférica de las emisiones de VCM: Este estudio se realizó aplicando metodología internacionalmente recomendada é incluida en la legislación provincial, considerando como escenario de evaluación el funcionamiento en régimen normal de las plantas generadoras de emisiones de VCM (unidades productoras de PVC y VCM). Este escenario es una condición hipotética en la cual no se incluyen variaciones operativas, pero permite estimar las emisiones que serían exclusivamente adjudicables al proceso productivo en “funcionamiento normal” (según la terminología de
- Estudio de los registros de datos de los monitoreos, en el que se evaluó cuales fueron las causas, declaradas por la empresa generadora de emisiones, que fueron adjudicadas a valores detectables de VCM en los monitoreos en tiempo real mantenidos por el CTE.

#### 7.3.1 Modelación matemática de la Dispersión atmosférica de emisiones de VCM

Los modelos matemáticos que se desarrollan para simular la dispersión de contaminantes del aire, constituyen una herramienta adicional muy útil para evaluar la eficacia de programas de gestión de la contaminación del aire en la región de dominio de dicha modelación.

Para poder calcular la dispersión atmosférica es necesario ingresar a los modelos la información del Inventario de Emisiones. Se utilizaron las declaraciones juradas (DDJJ) de emisiones gaseosas que la empresa generadora presenta ante los organismos de control. De la evaluación de estas DDJJ, resulta como fuente mayoritaria (>90%) de emisión de VCM, el venteo alto del reactor de lecho fluidizado de la unidad de oxiclación de la empresa Solvay Indupa S.A.I.C. El 100% de las emisiones de VCM se completa con la salida de servicio del horno de incineración de residuos clorados, las que provienen de las torres de purificación de EDC y de fuentes difusas de emisión. Por lo expuesto, las diferentes simulaciones se realizaron utilizando únicamente la contribución, ampliamente mayoritaria, correspondiente a la emisión del mencionado reactor de oxiclación, y utilizando además la información de la base de datos meteorológicos del CTE.

Según la Resolución Provincial N° 242/97, complementaria de la Ley N° 5965 de la Provincia de Buenos Aires, ítem IV.3: “Los modelos a utilizar son los de sondeo indicados en el Apéndice 4 (puntos 4.1 y 4.2) y los modelos detallados incluidos en la versión de la “Guideline on Air Quality Models, Revised”, según se indica en los puntos 4.3 y 4.4 del Apéndice 4, con la consideración de las condiciones atmosféricas más desfavorables.

Actualmente, el modelo incluido en la mencionada guía es el AERMOD. Por esta razón, las modelaciones matemáticas se realizaron conjuntamente con el CTE, utilizando dicho modelo. Luego de cargados los datos obtenidos de las DDJJ y de la base meteorológica, se obtienen los gráficos de las Figuras N° 3, 4 y 5 (del programa de simulación), que representa la concentración de VCM que se puede encontrar luego de una hora, 24 horas y 1 año (respectivamente) de exposición constante a dichas emisiones. El plano que se observa debajo de la pluma es la empresa generadora, y el punto rojo indica la fuente de emisión. En Figuras N° 3 a 5 se muestra la simulación de la emisión de VCM proveniente del Reactor de Lecho

Fluidizado de Oxidación. Los valores obtenidos se muestran en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  que luego son convertidos a partes por millón (ppm). Los valores de Direction [m] están expresados en coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator).

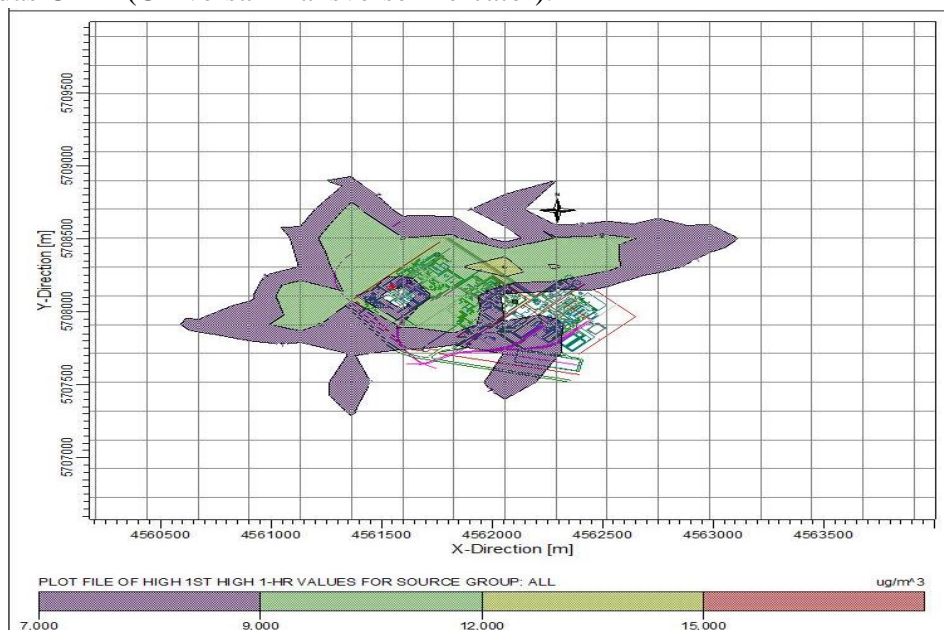


Figura N° 3: Simulación del venteo de VCM para una hora de exposición

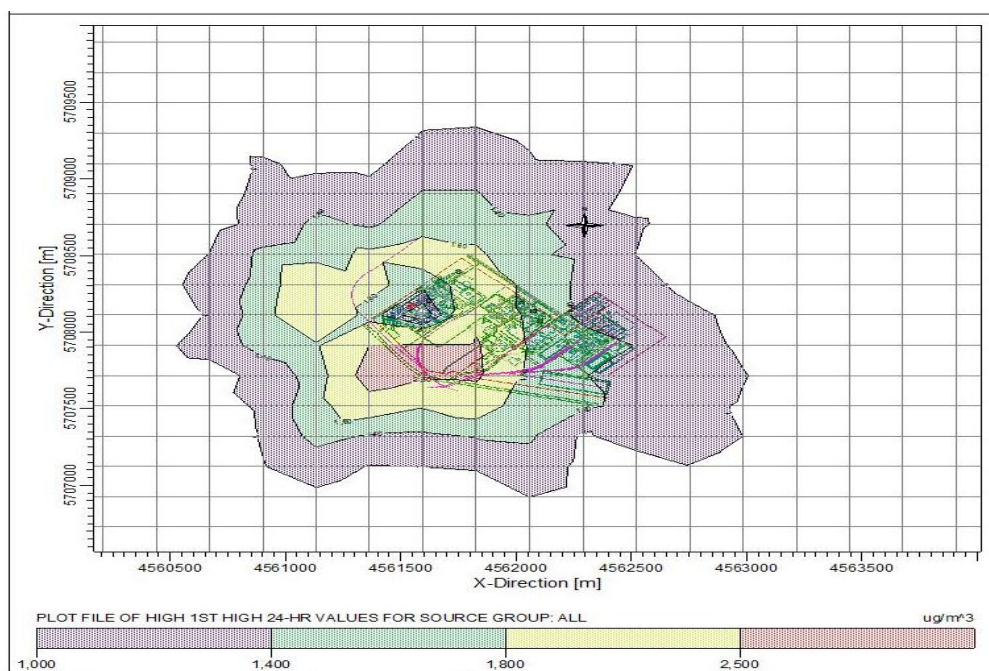
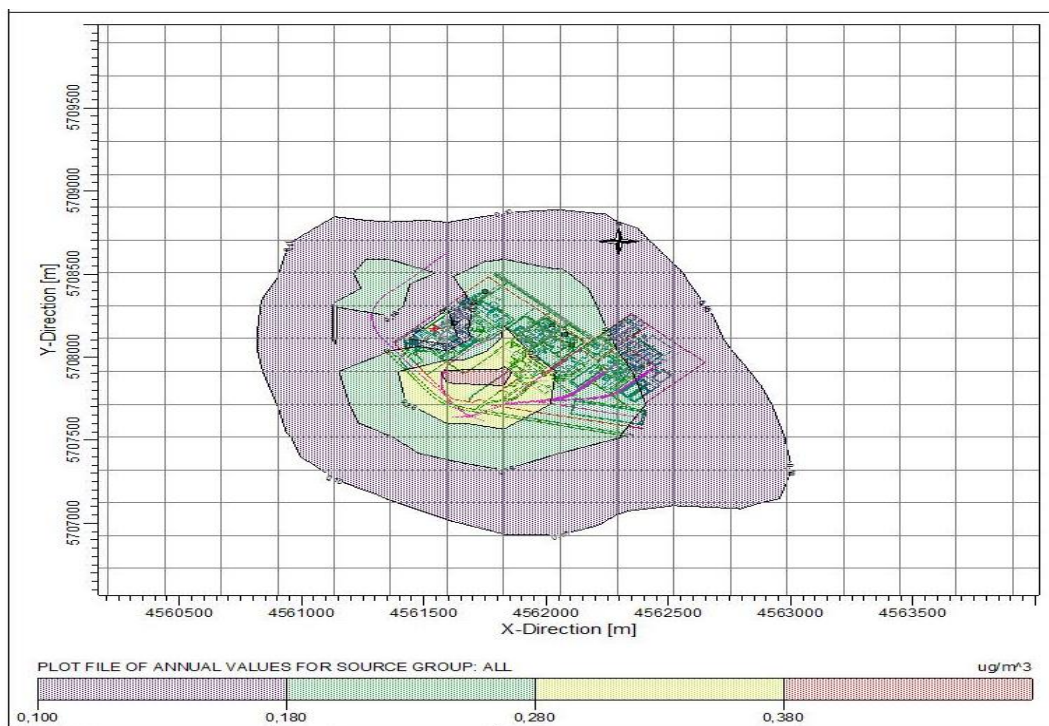


Figura N°4 Simulación del venteo de VCM para 24 horas de exposición





**Figura N° 5:** Simulación del venteo de VCM para un año de exposición

La Tabla N° 1 resume de los valores de VCM obtenidos para cada período de exposición, resultado del análisis de las Figuras N° 3 a 5.

Período de exposición	Valor Mínimo (ppm)	Valor Máximo (ppm)
1 hora	0,003	0,006
24 horas	0,0004	0,001
1 año	0,00004	0,00016

**Tabla 1:** Resumen de valores de VCM para cada período de exposición

Analizando los valores de la Tabla N° 1, se puede observar que ningún valor supera los valores del límite de detección (0,025ppm) del método analítico. Estos valores son consistentes con modelaciones efectuadas con otros programas informáticos de referencia (ej.: SCREEN 3), que han estimado valores de VCM también inferiores a 0,025 ppm. Estos resultados indican que los valores detectables de VCM obtenidos en las mediciones del monitoreo en tiempo real corresponderían exclusivamente a emisiones de VCM generadas por variaciones operativas no incluidas en el funcionamiento normal de las plantas productoras de VCM y PVC, dado que los valores esperables para el funcionamiento normal estarían siempre por debajo del valor detectable de 0,025 ppm.

### 7.3.2 Evaluación de los registros de datos de los monitoreos

Sobre el total de 45510 mediciones realizadas durante el período de estudio, existieron 4558 mediciones que detectaron la presencia de VCM por encima del valor de 0,025 ppm. De acuerdo a lo evaluado en la sección 7.3.1, estos valores serían adjudicados a desvíos del funcionamiento normal de las plantas productoras de PVC y VCM. Como se mencionó previamente, cada uno de estos desvíos son notificados a la empresa por parte del CTE, dando lugar a los correspondientes informes de causas.

Las causas posibles de estos desvíos han sido clasificadas en:

a) Causas adjudicadas por la empresa a variaciones operativas del funcionamiento de las plantas productoras de PVC y VCM, por lo que los datos de los monitoreos que corresponden a estos desvíos se presentan como “datos adjudicados a eventos”; y b) Causas que no fueron adjudicadas por la empresa a variaciones operativas (otras causas), por lo que los datos asociados a estas causas se presentan como “datos no adjudicados a eventos”.

Las denominadas “otras causas” son aquellas a las que la empresa no pudo adjudicar la emisión de VCM detectada por los monitores realizados por el CTE.

En la Figura N°6 se presenta un comparativo de los porcentajes de datos detectados y no detectados para todos los años de estudio, que muestra que los porcentajes de *datos no adjudicados a eventos siempre superan el 50% de los datos registrados*.

El estudio de causas de los valores adjudicados a eventos informado por el CTE indica que más del 40% de las mismas han correspondido a paradas (salida de servicio) programadas e imprevistas del sistema de tratamiento de emisiones gaseosas de VCM (horno de incineración marca Vicarb u otros equipos pertenecientes a esa unidad de control de emisiones).

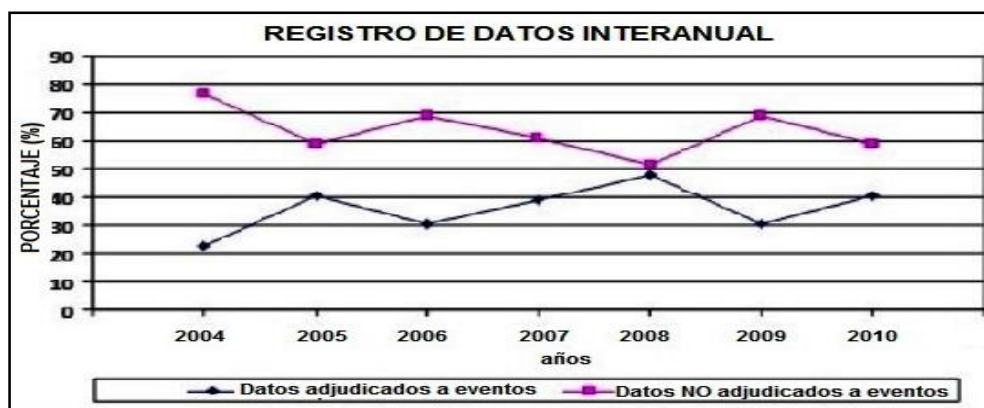


Figura N° 6: Registro de datos interanual 2004-2010

### 3.3. Resumen del análisis de potencialidades

De acuerdo a lo descripto en los puntos anteriores, el monitoreo diseñado e implementado por el CTE, permitió detectar en tiempo real, la presencia de VCM a niveles de concentración de ppb, en el aire del perímetro del complejo industrial de la empresa productora de PVC del Polo Petroquímico de Bahía Blanca. Una fracción importante de los valores detectados de VCM, fueron adjudicados a emisiones debidas a variaciones operativas del sistema de tratamiento de emisiones gaseosas de la empresa.

Tanto los resultados de los monitoreos, como los análisis de causas de las emisiones detectadas, le permitieron al CTE elaborar informes técnicos y actuaciones administrativas ante el Organismo Para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Pcia. de Buenos Aires, que dieron lugar a condicionamientos en los permisos ambientales de la empresa, entre los cuales se cita la instalación de un nuevo horno incinerador de residuos clorados que ampliará la capacidad del sistema de tratamiento de emisiones gaseosas cloradas del proceso y por ende mejorará el desempeño de la gestión ambiental de la empresa.

El uso combinado de los modelos de dispersión de emisiones gaseosas con los resultados de las mediciones de los monitoreos de VCM, amplía las capacidades de gestión ambiental porque se logra obtener la información de dos escenarios del impacto ambiental de estas emisiones: a) En condiciones operativas normales del proceso productivo y b) En condiciones operativas diferentes a la condición normal, respectivamente.

La aplicación de esta metodología de monitoreo, representa una importante herramienta que contribuye a la gestión ambiental de autoridades de aplicación y empresas, pues permite:

- El control de las emisiones de VCM en el Polo Petroquímico de Bahía Blanca,
- La detección temprana de potenciales riesgos toxicológicos de exposición al VCM en la población aledaña, por sus características de medición en tiempo real.
- La validación y complementación de los modelos matemáticos de dispersión atmosférica utilizados en las evaluaciones o auditorías de impacto ambiental.

## 8. INDICADORES PROPUESTOS PARA LA GESTIÓN

Los indicadores para el periodo 2004-2010, se resumen en ficha metodológica de Tabla N° 2.

Indicador	Fórmula del indicador	Unidad	Valor
1. Registro total de datos	$\sum$ de datos 2004 al 2010	Nº	45510 <sup>(1)</sup>
2. Cantidad de datos detectables	Total de datos – cantidad de datos no detectables	Nº	4558
3. Porcentaje no detectables	$\frac{TDD - CDD}{TDD} \times 100$ TDD: Total de datos CDD: cantidad de datos detectables	%	89,9
4. Mínimo detectado		ppm	0,025
5. Máximo detectado		ppm	4.670 <sup>(2)</sup>
6. Datos adjudicados a eventos		Nº	1538
7. Datos no adjudicados a eventos		Nº	2643
8. Valor mínimo de exposición (1h)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.003 <sup>(3)</sup>
9. Valor máximo de exposición (1 h)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.006 <sup>(3)</sup>
10. Valor mínimo de exposición (24 h)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.0004 <sup>(3)</sup>
11. Valor máximo de exposición (24 h)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.001 <sup>(3)</sup>
12. Valor mínimo de exposición (1 año)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.00004 <sup>(3)</sup>
13. Valor máximo de exposición (1 año)	Valor obtenido de la simulación	ppm	0.00016 <sup>(3)</sup>

**Tabla 2:** Valoración de indicadores propuestos

(1) Del total de 45510 datos, 4558 fueron los que igualaron o superaron el límite de detección.

(2) El valor máximo detectado fue 4.670 ppm (agosto 2007). Superando el máximo de referencia de 0,025 ppm.

(3) Nunca superaron el valor de referencia de 0,025ppm.



## 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La evaluación conjunta de los resultados obtenidos en los monitoreos de VCM y el análisis de causas de valores detectados durante el período 2004-2010, demuestran que el programa de monitoreo diseñado por el CTE permite no sólo detectar y cuantificar valores de concentración de VCM, adjudicadas a variaciones operativas programadas en el funcionamiento de las plantas industriales que generan emisiones gaseosas de este compuesto, sino que además ha permitido detectar variaciones operativas imprevistas (como paradas de planta no programadas, accidentes industriales, etc.). En particular, el monitoreo, ha podido detectar e identificar, que la principal causa de emisiones adjudicada a eventos, es la falla en el sistema de tratamiento de emisiones de VCM.

Por otra parte, es importante destacar que estas evaluaciones y controles de emisiones de VCM fueron realizadas a partir de los datos de las mediciones de las “emisiones perimetrales” de la empresa. La medición en tiempo real de todos y cada uno de los conductos y puntos de emisión de VCM del complejo industrial generador, es y hubiese sido imposible. En cambio el empleo del concepto de emisión perimetral conjuntamente con la metodología analítica portátil usada, permitieron y permiten obtener información inmediata que es de relevancia para la gestión gubernamental.

En síntesis, se pudieron demostrar como potencialidades de esta herramienta de gestión:

- Efectividad como estrategia de control de las emisiones gaseosas de VCM generadas en las variaciones operativas del sistema de tratamiento de estas emisiones;
- Por sus características de medición en tiempo real, permite la detección temprana de potenciales riesgos toxicológicos de exposición al VCM en la población aledaña;
- Aplicabilidad para la validación y complementación de los modelos matemáticos de dispersión atmosférica utilizados en las evaluaciones o auditorías de impacto ambiental.
- Brinda un sustento objetivo para las acciones de gestión del organismo de control local ante la Autoridad de Aplicación Provincial, respecto a la determinación de condicionamientos en la aprobación del permiso de descarga de emisiones de la empresa.

Se espera que la aplicación de este tipo de monitoreos sea también de utilidad en el diseño de programas de control de otras emisiones industriales, en particular de aquellas que, por su potencial impacto ambiental negativo, requieran de información en tiempo real para la toma de decisiones en la gestión.

Viendo las potencialidades demostradas por esta herramienta de gestión, se sugiere continuar con la aplicación de programas de monitoreo de emisiones gaseosas de VCM, como el descrito y evaluado en el presente estudio, y se recomienda además que la misma sea adoptada como metodología de referencia dentro de las reglamentaciones ambientales locales, provinciales y/ nacionales.

Por último, a partir de la investigación surge la necesidad de avanzar en una legislación respecto al control y regulación de emisiones de VCM a la atmósfera, a fin de contar con un instrumento aprobado para el monitoreo y control de las empresas productoras de VCM y PVC instaladas o a instalarse en el territorio nacional.

## 10. REFERENCIAS

- [1] Pereyra M., “¿Quiénes tienen competencia de control en el Polo Industrial?” Revista Monitor Ambiental, N° 2, pp.18-20, (2009).
- [2] Peluso F., *Contaminación*, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNICEN), Tandil, Argentina. (2006).
- [3] WHO, *Vinyl Chloride*. Environmental Health Criteria 215, World Health Organization Geneva, (1999).
- [4] Cavalcanti R., *II Concurso Internacional de Aspectos Geológicos de Protección Ambiental*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Uruguay, (1995).
- [5] Arranz G., *Herramienta De Gestión: Monitoreo Perimetral en Tiempo Real de Emisiones Industriales de VCM (Caso: Polo Petroquímico Bahía Blanca)*, Tesis Licenciatura en Gestión Ambiental, Universidad Nacional del Centro de la Pcia. de Bs.As., Tandil, Argentina, (2013).
- [6] Agency for Toxic Substances and Disease, *Public Health Statement*, Division of Toxicology and Environmental Medicine Registry, (2006).
- [7] Calabrese E. y Kenyon E., *Air Toxics and Risk Assessment - Part II: Chemical-Specific Assessments*, CRC Press, EE. UU, (1991).
- [8] EPA, *Toxicological Review of Vinyl Chloride*, Environmental Protection Agency, EE.UU, (2000).
- [9] Quiroga Martínez, R., *Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe*, CEPAL, Naciones Unidas. Santiago de Chile, 130 pág., (2009).
- [10] Paoloni, J., *Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca: clima, geomorfología, suelos y aguas*, Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Ediuns, 239p, Bahía Blanca, Argentina, (2010).
- [11] INDEC, Censo 2010, *Provincia de Buenos Aires, población censada* (2010).
- [12] Australian Government, *Ambient air quality standards*, (1998). Disponible on-line en: <http://www.environment.gov.au/atmosphere/airquality/standards.html>
- [13] Ley Provincial N° 12530, *Programa Especial para la Preservación y Optimización de la Calidad Ambiental*, Boletín Oficial de la Provincia de Buenos Aires. La Plata. (2000).
- [14] Pérez D. y Pereyra M., *Evaluación del método analítico para la determinación de VCM en muestras gaseosas*, Informe interno CTE no publicado. (2003).
- [15] Wiley VCH Verlag GMBH &CO, *Reliability criteria for analytical methods*, The MAK Collection for Occupational Health and Safety, Alemania. (2010).
- [16] Municipalidad de Bahía Blanca, Comité Técnico Ejecutivo. *Informes PIM 2006-2010* (2011). Disponible on-line en: [http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes\\_medamb.php](http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php)

## CALIDAD DE LAS AGUAS DE LLUVIA EN LA REGION DEL GRAN LA PLATA

Arrieta, Nora<sup>1,2</sup>; Bazán, José M<sup>1</sup>; Sachetto, Victor<sup>1</sup>; Reyna Almandos, Jorge<sup>1,2,3</sup>; Salas, Electo M<sup>1</sup>

1: Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional La Plata

2: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

3: Centro de Investigaciones Ópticas (CONICET- CIC)

**Resumen.** *En el área SE del Gran La Plata, se encuentran grandes industrias, incluyendo a una de las refinerías de petróleo más importante de Suramérica. La emisión de sustancias gaseosas y particuladas provocan contaminación atmosférica, cuyo alcance viene estudiándose en ámbitos académicos desde hace varios años, entre ellos en la Facultad Regional La Plata de la UTN. En nuestro grupo se está realizando el monitoreo de la calidad de las aguas de lluvia de dicha área, para estudiar la concentración de ciertos parámetros y su relación con las emisiones industriales, y su posible correlación con resultados obtenidos en las mediciones de dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, encarados con anterioridad. Se tomaron muestras con pluviómetros ubicados en dos puntos en el área de influencia de las industrias durante el evento de lluvia, determinándose rápidamente en laboratorio pH y conductividad. El resto de la muestra se mantuvo en recipiente de vidrio perfectamente cerrado y en refrigeración a 4/6 °C para la realización de otros análisis entre ellos estudios mediante cromatografía iónica (HPLC). Los resultados obtenidos muestran en principio la inexistencia en el área de lluvia acida, ya que excepcionalmente se observan dos valores por debajo de pH 5, obteniéndose una mediana de 6,8 UpH. Estos estudios continúan, con una mayor cantidad de puntos de muestreo y un análisis más exhaustivo en las muestras tomadas.*

**Palabras clave:** Calidad, Agua de Lluvia, Contaminación, pH.

### 1. INTRODUCCION

El agua existente en el sistema Tierra- atmósfera se encuentra presente en estado sólido (hielo), líquido o gaseoso (vapor de agua y en continuo movimiento). La cantidad total de agua en este sistema no cambia pese a que el agua contenido en los océanos, ríos, nubes y la lluvia están en frecuente estado de cambio (el agua de superficie se evapora, el agua de las nubes precipita, la lluvia se infiltra en el suelo, etc.).

Pese a que la atmósfera contiene una proporción extremadamente baja de agua (0,001% para adecuado consumo humano) su rol es fundamental para la aparición de fenómenos meteorológicos. En promedio, la precipitación que cae sobre la superficie terrestre a lo largo de un año, es más de treinta veces la cantidad total de agua presente en la atmósfera, lo que da una idea de la velocidad con que se recicla el agua entre la superficie terrestre y la atmósfera. Se denomina ciclo hidrológico al proceso por medio del cual el agua, disponible en diferentes

reservorios del sistema Tierra- atmósfera, se mueve entre estas reservas, al mismo tiempo que puede cambiar de un estado a otro.

El agua se transfiere desde la superficie terrestre a la atmósfera a través de la evaporación, proceso por el cual el agua superficial cambia del estado líquido al gaseoso. Alrededor del 80% de la evaporación total proviene de los océanos, mientras que el 20% restante del agua de las regiones continentales y de transpiración vegetal (evapotranspiración).

Para visualizar la cantidad de agua en estado gaseoso que contiene la atmósfera, consideremos que cambia de estado y se convierte en agua líquida. Si suponemos también que cae en forma de lluvia sobre la superficie terrestre, la cantidad total de agua recibida sería suficiente para cubrir al globo con 2,5 cm de agua.

La condensación es el cambio del agua de estado gaseoso (vapor de agua) a líquido. Esto generalmente ocurre cuando el aire caliente asciende, se enfría y disminuye su capacidad de almacenar vapor de agua; entonces el vapor de agua en exceso condensa y forma gotas de nube. En general esto se produce sobre pequeñas partículas de polvo, sulfatos, polen y sal, denominados núcleos de condensación. Entre los mecanismos responsables de desplazar a las nubes, se encuentran las corrientes en chorro de aire y la circulación del aire superficial como las brisas del mar- tierra. Sin embargo, la mayor parte del agua no se transporta en forma líquida sino como vapor de agua.

La precipitación es el mecanismo a través del cual se transporta agua en estado líquido o sólido y, en el ciclo hidrológico, se produce desde la atmósfera hacia la superficie terrestre. Los procesos que inducen la condensación del vapor de agua se originan primero en los núcleos de condensación que dan lugar a las gotas de nube. Estas gotas crecen dentro de las nubes y una vez que se tornan lo suficientemente pesadas comienzan a caer. Existe una enorme diferencia de tamaño entre una gota de nube y una de lluvia, lo cual sugiere que la condensación no es el único proceso responsable de la lluvia.

Una gota de lluvia suficientemente grande como para llegar al suelo sin evaporarse, debe contener al menos un millón de gotas de nube; por lo tanto para que se forme la precipitación deben unirse millones de gotitas de nube en gotas suficientemente grandes como para formar una lluvia que logre persistir sobre su descenso. Se define a una lluvia como la precipitación de agua líquida que llega al suelo con gotas de diámetro entre 0,5 a 6 mm. Por otra parte la llovizna está formada por gotas pequeñas de menos de 0,5 mm de diámetro. Otro tipo de precipitaciones son la nieve, el agua nieve y el granizo.

La lluvia se mide con un instrumento llamado pluviómetro y la unidad de medición es el milímetro de agua caída en el que un milímetro corresponde a un litro de agua por m<sup>2</sup> de superficie. La cantidad de lluvia puede variar tanto espacial como temporalmente [1].

Los contaminantes emitidos a la atmósfera como consecuencia de actividades humanas y fenómenos naturales, modifican la composición de la lluvia dando lugar al fenómeno de lluvia acida. La acidificación del aire y la lluvia acida son la consecuencia del proceso de oxidación de azufre y nitrógeno atmosférico. La lluvia acida se forma generalmente en las nubes altas donde el SO<sub>2</sub> y los NO<sub>x</sub> reaccionan con el agua y el oxígeno, formando una solución diluida de ácido sulfúrico y nítrico. La radiación solar aumenta la velocidad de esta reacción. La lluvia y otras formas de precipitación, arrastran estos contaminantes hacia las partes bajas de la atmósfera depositándola en la superficie terrestre. Esta lluvia produce varios efectos

perniciosos que dañan las aguas superficiales, subterráneas y contribuyen al daño de la flora y de materiales expuestos al aire libre.

La lluvia acida se mide cuantificando el pH del agua de lluvia. El agua pura tiene un pH de 7,0. La lluvia normal es levemente acida porque el CO<sub>2</sub> se disuelve en la misma dando un pH de alrededor de 5,5 [2]

## 2. ANTECEDENTES

Junto con el “efecto invernadero” y el así llamado “agujero estacional de la capa de ozono”, las precipitaciones ácidas constituyen uno de los graves problemas ambientales globales que reconocen su origen en la actividad del hombre, y se han informado en la literatura ambiental los dramáticos efectos de estas precipitaciones sobre diversos sectores del ambiente. Sin embargo el fenómeno no ha alcanzado en la Argentina las expresiones alarmantes, experimentadas en América del Norte y Europa, debido a algunos factores tales como la circulación de los vientos en el hemisferio Norte, pero que en nuestra región los vientos circulan desde Oeste a Este llevando la posibilidad de lluvia acida hacia Europa. Además la mayoría de los suelos en nuestro país tiene naturaleza calcárea y por lo tanto neutralizante, como sucede en la pampa húmeda, al contrario de lo que pasa en las regiones de Estados Unidos y Europa.

El estudio de la acidez y sus efectos presentan ciertas dificultades entre otros los debidos a la toma y conservación de las muestras, la elección del material del recipiente y las correcciones por el tiempo transcurrido hasta el momento del análisis. En nuestro país se han llevado a cabo investigaciones de lluvia acida en un área centrada en Buenos Aires y con un entorno de 200 km, obteniéndose valores de pH con una mediana de 6,05 [3].

## 3. DESARROLLO

Esta investigación trata de establecer la calidad de agua de lluvia precipitada sobre una región de Gran La Plata, influenciada por la presencia de un importante polo petroquímico con refinería de petróleo, producción de carbón de coque, elaboración de compuestos aromáticos y la central termoeléctrica recientemente puesta en marcha. Es también importante considerar el tránsito vehicular, sobre todo en el punto de muestreo UTN. Esta situación genera la contaminación de la atmosfera y por supuesto la de las precipitaciones.

Para este estudio se instalaron dos pluviómetros ubicados en Berisso (166 entre 26 y 27) y en la Facultad Regional La Plata (60 y 124), situados a una altura aproximada de 10 metros sobre el nivel del suelo. La ubicación puede visualizarse en la Figura N°1, indicando la zona industrial mencionada. Se realizaron muestreos en distintos eventos de lluvia desde fines del año 2013 hasta Marzo del 2015 con un total de eventos entre 25 para la zona de Berisso y 34 para la Facultad Regional La Plata.

Se estableció la cantidad de agua caída y se realizaron determinaciones de pH y conductividad al finalizar; el evento de lluvia, el resto de la muestra se mantuvo a  $6 \pm 2$  °C hasta realizar los análisis de los parámetros cloruro, sulfato, nitrito, nitrato y fosfato, por cromatografía iónica.

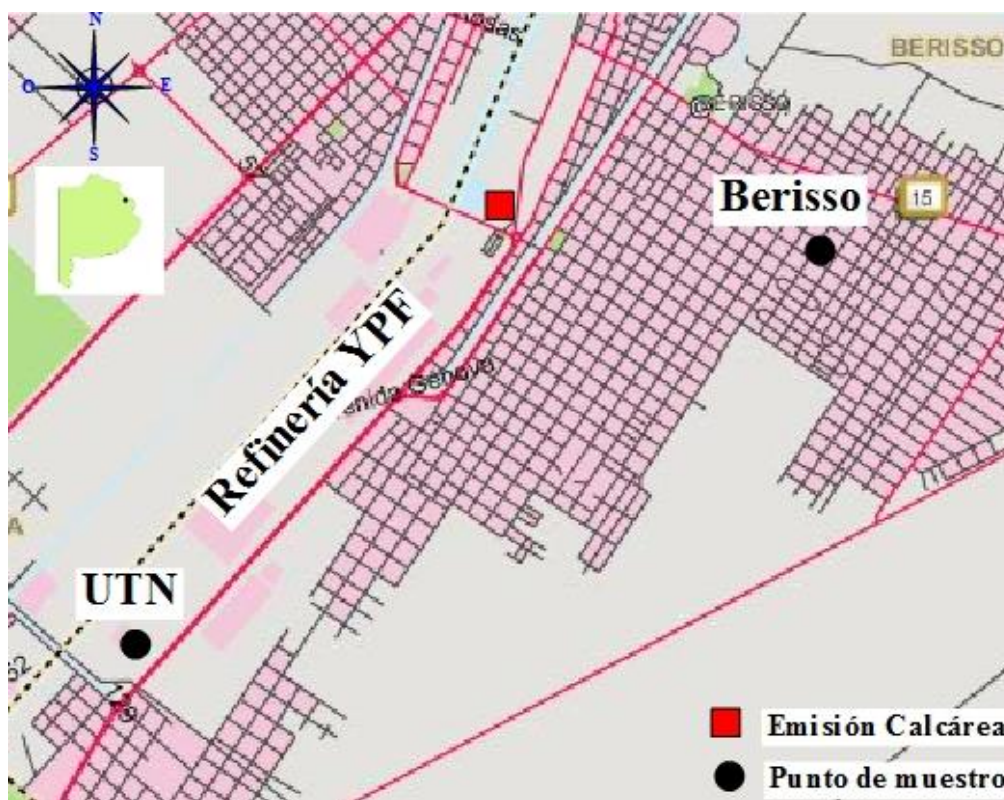


Figura 1. Puntos de muestreo.

#### 4. RESULTADOS

La Tabla 1 presenta la metodología utilizada para la determinación de pH y conductividad, como así también los resultados obtenidos para cada sitio de muestreo, indicados como mínimo, máximo, promedio y mediana, a fin de dar un panorama general

Parámetros Físicos					
Parámetro	Método	Berisso			
		Mín.	Máx.	Promedio	Mediana
pH (UpH)	Med-Orion 5 Star	5,97	8,35	6,97	6,84
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Med-Orion 5 Star	9,66	66,4	34,39	30,1
Parametro	Método	UTN			
		Mín.	Máx.	Promedio	Mediana
pH (UpH)	Med-Orion 5 Star	3,22	8,29	6,67	6,75
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Med-Orion 5 Star	5,03	74	27,47	20,36

Tabla 1. Método y valores de pH y conductividad.

Las Figuras 2a, 2b, 3a y 3b, muestran la variación de los parámetros físicos pH y

conductividad, para ambos puntos de muestreo, a lo largo del periodo investigado.

La metodología corresponde para pH (UpH) y conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) a la utilización del equipo Med. ORION 5 Star.

La diferencia en el número de muestras analizadas se debió, en general, a razones operativas que no perjudicaron la información registrada en ningún momento.

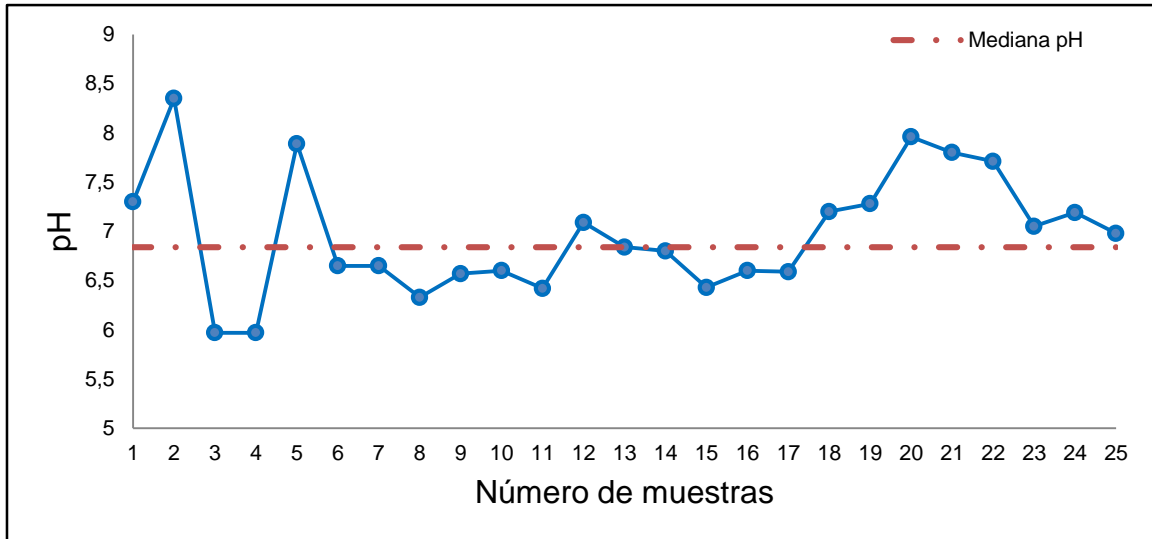


Figura 2a. Variación de pH – BERISSO.

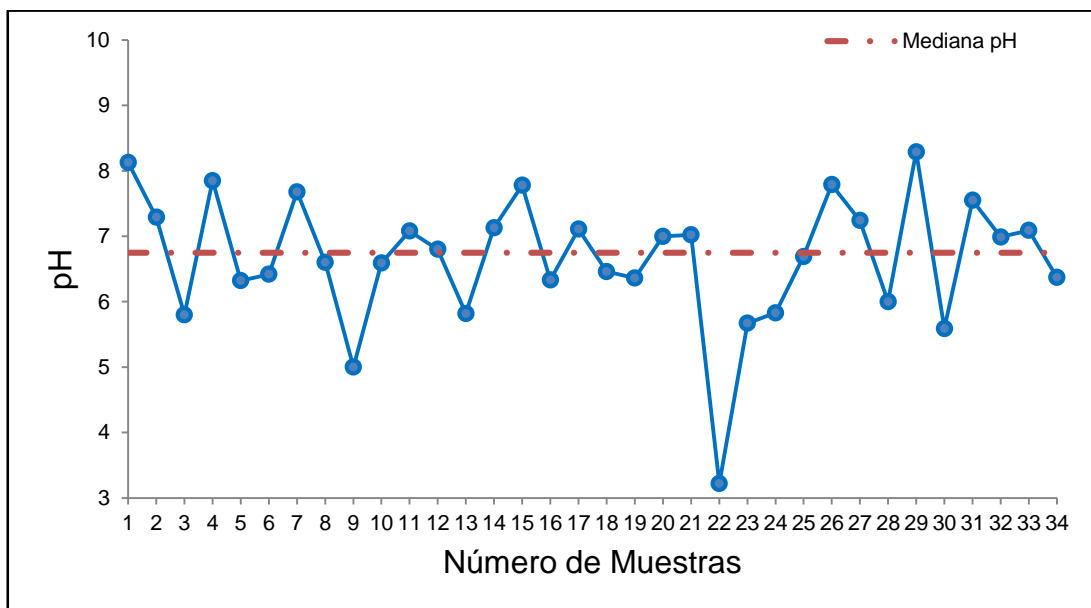
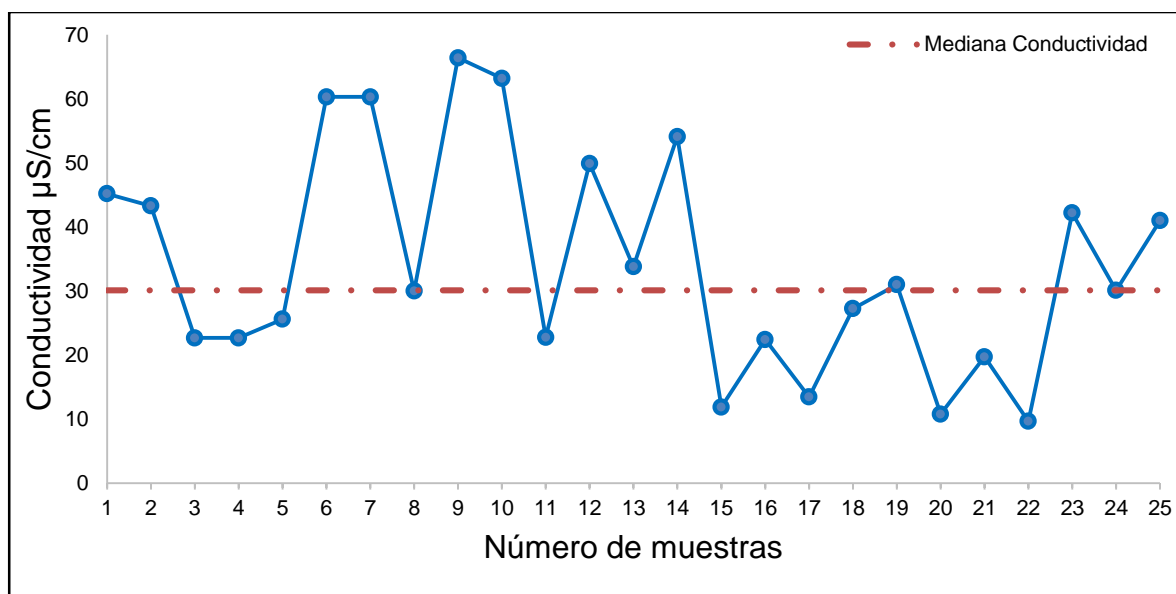


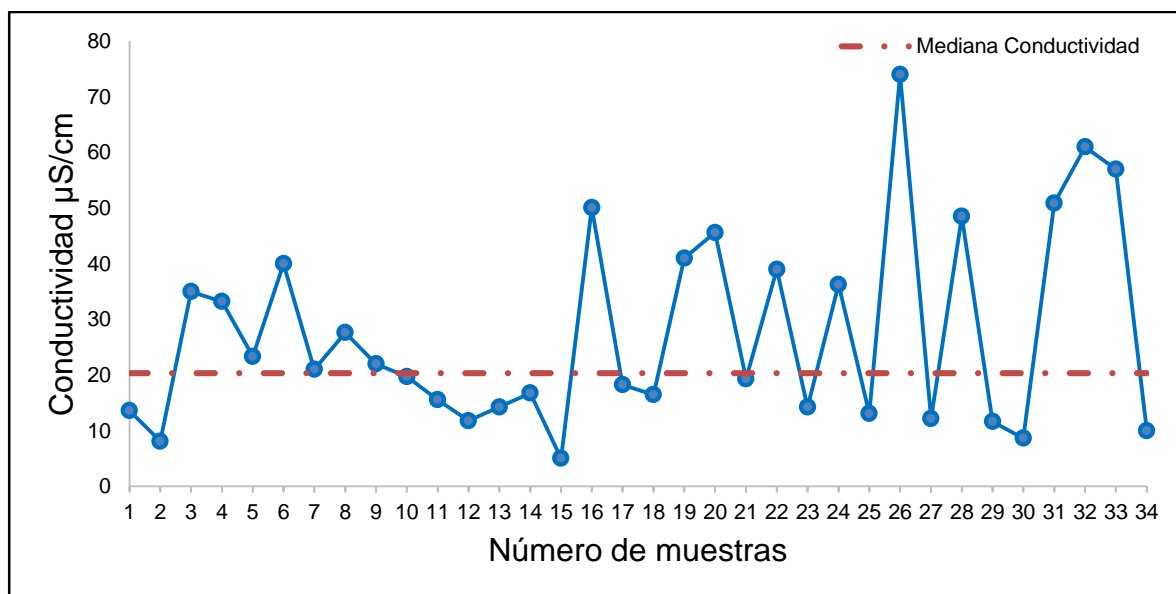
Figura 2b Variación de pH- UTN.



**Figura 3a.** Variación de Conductividad- BERISSO.

En la Fig.2a la muestra 12 corresponde al evento del día 23/6/2014, con un pH de 7,2 en Berisso y el mismo evento de lluvia en UTN corresponde en la Fig 2b a la muestra 9 con un pH de 5,0.

De igual modo se hace notar el evento del día 18/10/2014, correspondiente a la muestra 19 en la Fig 2a con un pH de 7,28 y en la Fig 2b a la muestra 22 con un pH de 3,22.



**Figura 3b.** Variación de Conductividad- UTN.



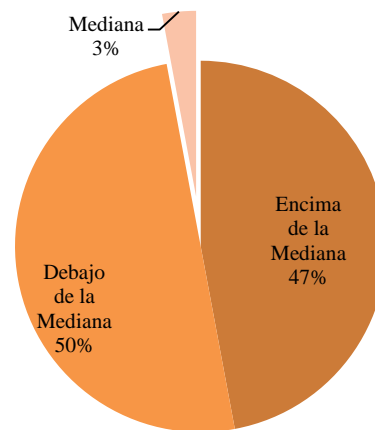
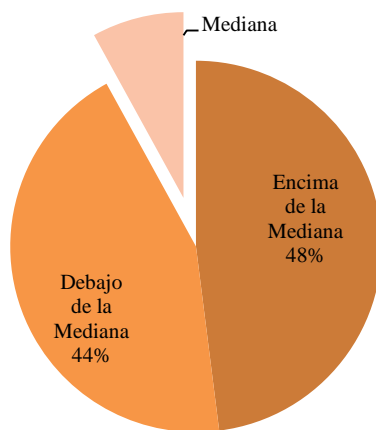
## 5. DISCUSION

### 5.1. Variación de pH

Los valores de pH para el caso del punto de muestreo Berisso varían entre un mínimo de 5,97 y un máximo de 8,35, con una mediana de 6,84. Existen 12 eventos con valores por encima de la mediana y 11 con valores por debajo, de un total de 25. Sobre la mediana, tomándola con una variación de  $6,84 \pm 0,2$ , se concentra el resto de las determinaciones con un total de 2 valores.

Los correspondientes al punto UTN, presentan un mínimo de 3,22, un máximo de 8,29 y una mediana de 6,80. En este caso hay 17 eventos con valores superiores a la mediana y 16 valores inferiores, de un total de 34. Sobre la mediana, tomándola con una variación de  $6,8 \pm 0,2$ , se concentra el resto de las determinaciones, con un total de 1 valores.

Lo mencionado puede visualizarse en la figuras 4a y 4b.



**Figura 4a.** Porcentaje de variación de pH-BERISSO

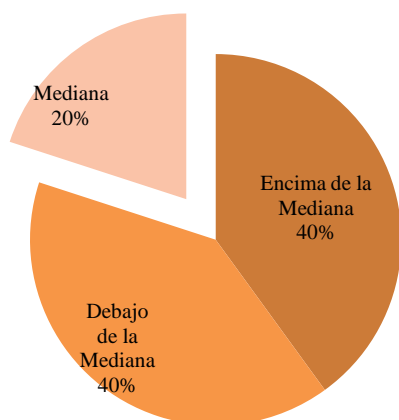
**Figura 4b.** Porcentaje de variación de pH-UTN

### 5.2. Variación de conductividad

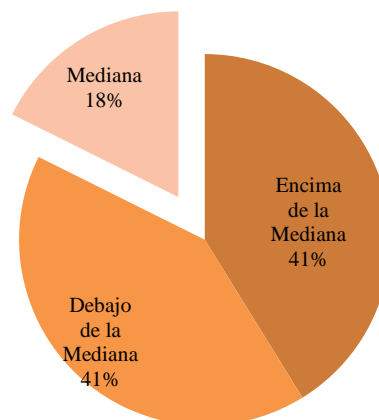
Los valores de la conductividad para Berisso, varían entre un mínimo de  $9,66 \mu\text{S}/\text{cm}$  y un máximo de  $66,40 \mu\text{S}/\text{cm}$ , con una mediana de  $30,10 \mu\text{S}/\text{cm}$ . De los 25 eventos registrados, existen 10 con valores mayores y 10 menores que la mediana. Sobre la mediana y estimando una variación de  $30,10 \pm 3 \mu\text{S}/\text{cm}$  se encuentran 5 valores.

Los correspondientes al punto de muestreo UTN varían entre un mínimo de  $5,03 \mu\text{S}/\text{cm}$  y un máximo de  $74,00 \mu\text{S}/\text{cm}$ , con una mediana de  $20,36 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Del total de 34 eventos registrados, existen 14 con valores superiores y 14 inferiores a la mediana. Sobre la mediana y estimando una variación de  $20,36 \pm 3 \mu\text{S}/\text{cm}$  se encuentran 6 valores.

En la figura 5a y 5b se visualizan estos comentarios.



**Figura 5a.** Porcentaje de variación de conductividad-BERISSO



**Figura 5b.** Porcentaje de variación de conductividad-UTN

### 5.3. Presencia de Lluvia ácida

Si se establece en forma general que la lluvia ácida presenta un pH menor de 5,6 UpH, se puede visualizar de las Figuras 2a y 2b, que tal tipo de lluvia se presentó sólo en dos ocasiones en el punto de muestreo UTN, con valor 5.0 y 3,22 (días 23/06/2014 y 18/10/2014) y corresponden a las muestras números 9 y 22 de la Fig 2b.

Se puede preguntar por qué no se presentaron dichos valores en los puntos correspondientes a Berisso. Si nos fijamos en la Figura 1, el punto de muestreo está situado al este de la zona de industrias mientras que el correspondiente a la UTN al sur. Aquí debe tenerse en cuenta la influencia de los vientos que en esta zona resulta con tendencia del este; por lo tanto la atmósfera contaminada se aleja de Berisso y ésta por el contrario recibe influencias alcalinizantes, ya que se han observado frecuentemente partículas derivadas de la preparación de morteros de hormigón, con posibilidad de dotar a la atmósfera de elementos que confieran alcalinidad a las aguas de lluvia (ver Figura 1). Los pH correspondientes para Berisso fueron de 7,20 y 7,28 (días 23/6/2014 y 18/10 /2014) y corresponden a las muestras 12 y 19 de la Figura 2a.

También puede establecerse que resulta algo singular la ausencia de mayores eventos de lluvia ácida en la zona estudiada, y esto puede atribuirse, por lo menos en parte, a la implementación por parte de las industrias de la región de procesos de eliminación de contaminantes diversos en sus emanaciones.

### 5.4. Presencia de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HPA)

Se realizó un ensayo sobre agua de lluvia del evento del día 17/04/2015 de UTN, analizándolo con un espectrofluorómetro Shimadzu RF-5301PC, cuyo espectro graficado corresponde a la Figura 6, donde se observa la presencia de una banda de emisión entre los 320 y los 510 nm al ser excitados en el rango 250-300 nm.

Esta emisión característica de los Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos [7], se observó

también en material particulado y en fase gaseosa de la zona donde fueron tomadas las muestras [8], el equipamiento perteneciente al Centro de Investigaciones Ópticas (CIOp) CONICET-CIC, en La Plata.

La Figura 6 visualiza el espectro obtenido, pero sin que se haya efectuado un análisis cuali-cuantitativo.

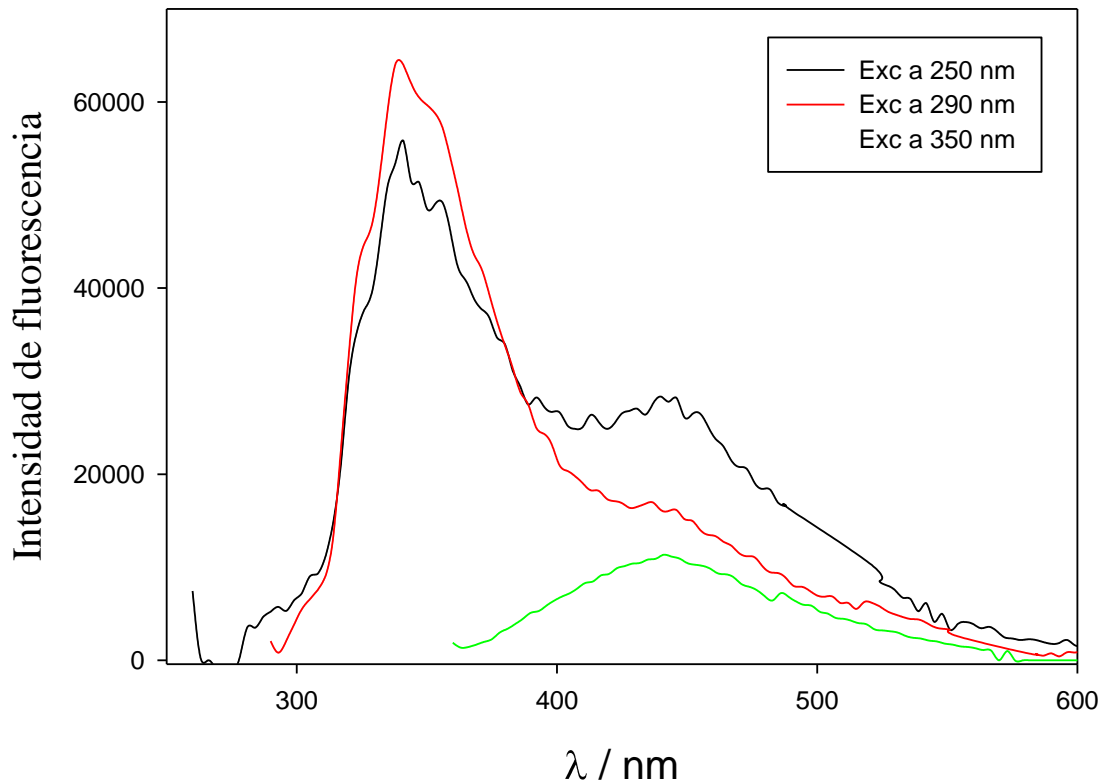


Figura 6. Espectros de emisión de muestras de lluvia.

### 5.5. Comparación con otras investigaciones

Con el propósito de establecer comparaciones sobre los resultados obtenidos, se comentan algunos estudios de calidad de agua de lluvia.

- Pedrozo y Bonetto [4] informan sobre valores de pH comprendidos entre 4,6 y 7,15 con valor medio de 5,97, sobre muestras de agua de lluvia tomadas en Corrientes, Argentina. En este caso la conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) varía entre 5,0 y 21 con un promedio de 11,5.-
- En el Congreso Internacional de QFB 2009, en México, [5] se presenta como valor mínimo y máximo de pH 6,59 y 6,95 y de conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) 41,7 y 110,4. Se menciona el hecho que la zona de toma de muestras, corresponde al área metropolitana de Monterrey, caracterizada por su desarrollo industrial y poblacional.

- Saavedra-Romero [6], informan valores obtenidos sobre muestras de agua de lluvia en el sur de la ciudad de México. Así los valores de pH están entre 5,28 y 6,29.

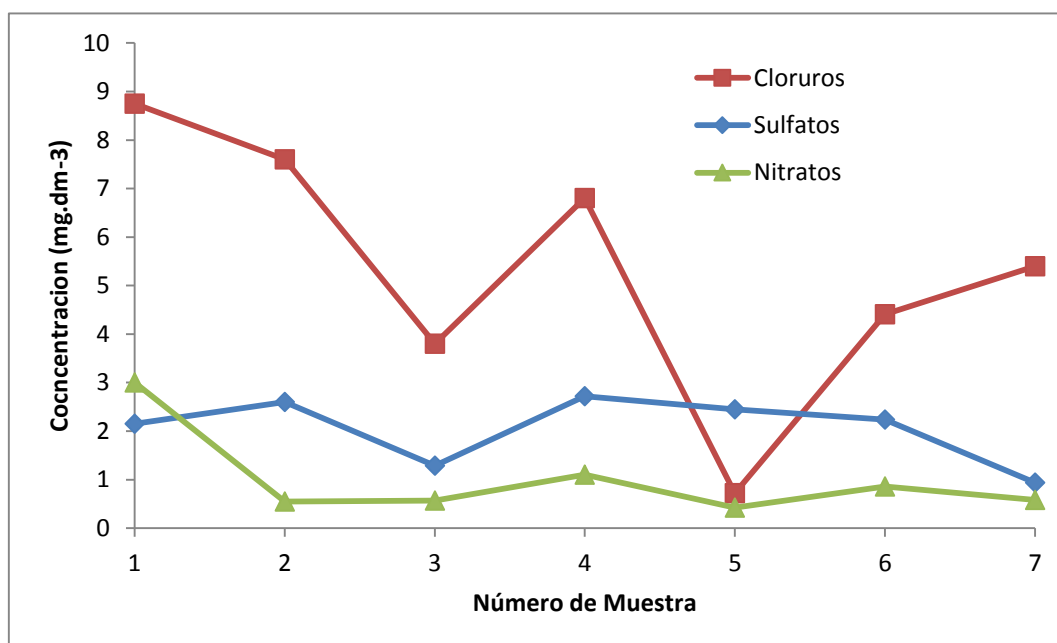
### 5.6. Determinación por cromatografía iónica

La Tabla 2 representa los valores correspondientes y la metodología utilizada

Muestras	Puesto de Muestreo	Cloruro (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Método
1	UTN	8,75	2,15	3	0,02	1,37	EPA 300.1 CI
2	UTN	7,6	2,6	0,55	0,02	0,04	EPA 300.1 CI
3	UTN	3,8	1,29	0,57	0,02	0,04	EPA 300.1 CI
4	UTN	6,8	2,72	1,1	0,02	0,04	EPA 300.1 CI
5	Berisso	0,72	2,45	0,42	0,02	0,04	EPA 300.1 CI
6	Berisso	4,41	2,24	0,86	0,02	0,04	EPA 300.1 CI
7	Berisso	5,4	0,94	0,58	0,02	0,04	EPA 300.1 CI

**Tabla 2.** Resultados y metodología

La Figura 7 muestra la variación en la concentración de algunos parámetros químicos. Debe mencionarse que estos resultan de la toma de muestra de solamente de 7 eventos de lluvia. Esto se debió en buena parte a la necesidad de enviar las muestras a otro laboratorio y al costo involucrado.



**Figura 7.** Variación de concentración de algunos iones

Se recuerda que esta investigación se realizó como intento de establecer tendencias, pero al

contar con pocos ensayos, no es prudente realizar mayores comentarios. Esta línea de trabajo continuará en el futuro y aún se extenderá, al igual que los análisis por espectrofluorescencia.

## 6. CONCLUSIONES

- En el punto de muestreo de Berisso no se han observado indicios de lluvia ácida.
- En el área de la UTN, sólo se presentaron dos eventos de lluvia con marcada acidez: el día 23/06//2014 con un pH de 5,0 y el día 18/10/2014, con un pH de 3,22.
- Resultan así excepcionales los eventos de lluvia ácida en el período investigado.
- Tanto los valores de pH como los de conductividad, resultan coherentes con los datos de la bibliografía.
- Se destaca el hecho que para ambas localizaciones, el valor de la mediana de pH resulta ser de  $6,82 \pm 0,02$  UpH similares a los mencionados en la bibliografía.
- Este proyecto de investigación tiene previsto la continuidad de muestreo en la zona estudiada, con posibilidad de extenderla y completar una grilla de monitoreo de hasta 6 puntos.
- Asimismo se intensificará las determinaciones de iones y de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA), incluyendo a sí mismo, la determinación de compuestos aromáticos volátiles (COV's), por cromatografía en fases gaseosa (CG).

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer la colaboración prestada para esta investigación a la señorita Julieta Palomeque estudiante de Geología en la Facultad de Ciencia Naturales y Museo de la UNLP, adscripta al laboratorio ECAASS y al Dr. Pedro David Gara.

## 7. REFERENCIAS

- [1] Cicerone D.S.et al. Contaminación y Medio Ambiente Eudeba (2007).
- [2] Camilloni, Inés y Vera, C. El Aire y el Agua en Nuestro Planeta, Eudeba, (2012).
- [3] Catoggio J. A. “Lluvia Ácida en Argentina” en “Lluvia Ácida”-A. Baez. “Revista Ciencia Hoy” Vol. 2. Número 9. Septiembre-Octubre (1990).
- [4] Fernando L.Pedrozo y Carlos A. Bonetto. “Contaminación de Nitrógeno y Fósforo en el Agua de Lluvia de Corrientes (Argentina)” ECOSUR, Argentina-Vol. 12/13- págs.101-110. 1985/86.-
- [5] Facundo Torres, D. M. et al. Congreso Internacional QFB-“Análisis Físicoquímicos del Agua de Lluvia en 2 Zonas Diferentes” RESPyN-Revista Salud Pública y Nutrición-Edición especial N°1- Año (2010).

- [6] Saavedra- Romero, Luz de L. “Análisis de la Precipitación Pluvial en Bosques, en el Sur de la Ciudad de México”. Ed. *Agrociencia* 37:57-64. (2003)
- [7] P.Merdy, R Achard, I.Semaali, Y.Lucas, *Chemosphere* 107 476-479 (2014)
- [8] M. Orte, J.E.Colman Lerner, N.Matamoros, J. Reyna Almandos, A Porta, V Reunión PROIMCA 2015, La Rioja (2013).

## CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y EFECTOS ASOCIADOS SOBRE LA SALUD INFANTIL EN EL PARTIDO DE LOMAS DE ZAMORA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Blanco Esteban<sup>1</sup>, Lafflitto Cristina<sup>1</sup>, Colman Lerner Esteban<sup>2</sup>, Mayo Facundo<sup>1</sup>, Aguilar Myriam<sup>2</sup>, Giuliani Daniela<sup>2</sup> y Porta Andrés<sup>1,2</sup>.

1: Área Ambiental de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Lomas de Zamora  
Camino de Cintura y Av. Juan XXIII, Lomas de Zamora  
erblanco963@yahoo.com.ar, cristinalafflitto@yahoo.com.ar, mayofacundo@hotmail.com

2: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata  
Calle 115 y 47, La Plata  
jecolman@quimica.unlp.edu.ar, lucaty73@yahoo.com.ar, danielag\_sm32@hotmail.com,  
aporta@quimica.unlp.edu.ar.

**Resumen:** Se presentan los resultados preliminares de un estudio de contaminación del aire ambiente en el partido de Lomas de Zamora. En el mismo se propone analizar las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y del material particulado en suspensión ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ) en aire extramuros, además del grado de afectación a nivel del sistema respiratorio en chicos con edades entre 13 y 17 años.

A la fecha se relevaron 91 cuestionarios epidemiológicos y se realizaron 76 espirometrías correspondientes a los alumnos de 4to a 6to año y docentes de la Escuela de Enseñanza Técnica Ing. Giúdice y se realizaron dos monitoreos de COVs. Por otro lado también se han podido identificar, clasificar y geo-referenciar las industrias declaradas agente contaminante por ACUMAR de los partidos Esteban Echeverría y Lomas de Zamora. Para 2015 está prevista la carga de las encuestas en el sistema Epi Info, y completar la caracterización de la contaminación del aire, mediante relevamiento de material particulado ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ) y un nuevo monitoreo de COVs.

La metodología aplicada consiste en el relevamiento de COVs mediante monitoreo pasivo (3M 3500) y del material particulado ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ) utilizando un muestreador de bajo caudal MiniVol TAS, en zona urbana e industrial (parque industrial de Almirante Brown). Las espirometrías se realizaron mediante un espirómetro portátil y metodología ATS (American Thoracic Society).

Los niveles de COVs fueron determinados por cromatografía gaseosa/FID, comprendiendo n-alcános, cicloalcános, aromáticos, compuestos clorados, terpenoides y cetonas. Entre los COVs detectados, se destacan benceno, tolueno y xilenos, además de alcános con cadenas de carbono entre 7 y 12 átomos de carbono.

**Palabras Clave:** contaminación del aire, compuestos orgánicos volátiles, material particulado, espirometrías.

## 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo busca mostrar los primeros resultados sobre el impacto en la salud humana de diversos contaminantes del aire. Entre estos se destacan los compuestos orgánicos volátiles (COVs) y el material particulado en suspensión (MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub>) en aire extramuros.

La preocupación actual por estos contaminantes reside en su acción sobre la salud humana. Un informe reciente de la Organización Mundial de la Salud (OMS) indica que más de dos millones de muertes prematuras anuales son atribuibles a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos (extramuros) y en espacios cerrados (intramuros). Más de la mitad de esta carga de enfermedad recae en las poblaciones de los países en desarrollo [1, 2].

Es más, la exposición crónica a contaminantes relacionados al tráfico vehicular y la industria química y petroquímica, tales como material particulado (PM), metales, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (COVs) y gases inorgánicos (SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>), produce efectos adversos al desarrollo y la función pulmonar, expresados frecuentemente en término de asma o enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), e incremento de la mortalidad principalmente en niños [1-5].

Resulta importante entonces caracterizar y cuantificar la contaminación del aire, reconocer y evaluar los efectos sobre la salud asociados y caracterizar las fuentes de emisión. A tal efecto, y como resultado de diversos proyectos de investigación y extensión, hemos logrado desarrollar y optimizar una metodología de trabajo simple, aunque rigurosa, que nos permite conocer los niveles de contaminantes a los que se encuentra expuesta la población.

## 2. METODOLOGÍAS

### 2.1. Región de estudio

El partido de Lomas de Zamora se encuentra al sur de la ciudad autónoma de Buenos Aires y cuenta con una superficie de 89 km<sup>2</sup> y una población [INDEC 2010, 6] total de 616.279 habitantes con una densidad de 6.924 hab/km<sup>2</sup>. Se trata de un Partido del segundo cordón industrial del conurbano bonaerense netamente urbano (100% urbano).

Según el relevamiento realizado por ACUMAR cuenta con 2.735 (10,2% del total relevado) establecimientos productivos, de los cuales 54 (2%) fueron categorizados como agentes contaminantes. Entre las categorías que comprenden a dichos establecimientos productivos según la clasificación de la Organización Internacional del Trabajo [OIT, 7] se destacan “Explotación de minas y canteras” (C, sólo canteras) e “Industrias manufactureras”, incluyendo Elaboración de productos alimenticios y bebidas; Fabricación de productos textiles; Fabricación de prendas de vestir, adobo y teñido de pieles; Curtido y adobo de cueros, fabricación de maletas, bolsos de mano, artículos de talabartería y guarnicionería, y calzado; Fabricación de papel y de productos de papel; Actividades de edición e impresión y de reproducción de grabaciones; Fabricación de sustancias y productos químicos; Fabricación de productos de caucho y plástico; Fabricación de productos elaborados de metal, excepto maquinaria y equipo; Fabricación de maquinaria y equipo N.C.P. (no clasificados en otra parte); Fabricación de maquinaria de oficina, contabilidad e informática; Fabricación de maquinaria y aparatos eléctricos N.C.P.; Fabricación de vehículos automotores, remolques y semirremolques; Fabricación de muebles, industrias manufactureras N.C.P.; Reciclamiento.

En conclusión se puede establecer como fuentes principales de emisión de contaminantes al



aire a dos grandes grupos. En primer lugar el parque automotor (vehículos particulares, transporte público de pasajeros y de mercaderías en general). Como segundo grupo se encuentran las emisiones provenientes del sector productivo.

Respecto a Esteban Echeverría, se encuentra al sudoeste del Partido de Lomas de Zamora. Cuenta con una superficie de 390,8 km<sup>2</sup> y una población [INDEC 2010] total de 298.814 habitantes con una densidad de 764 hab/km<sup>2</sup>. Se trata de un Partido del segundo cordón del conurbano bonaerense (81,4% rural).

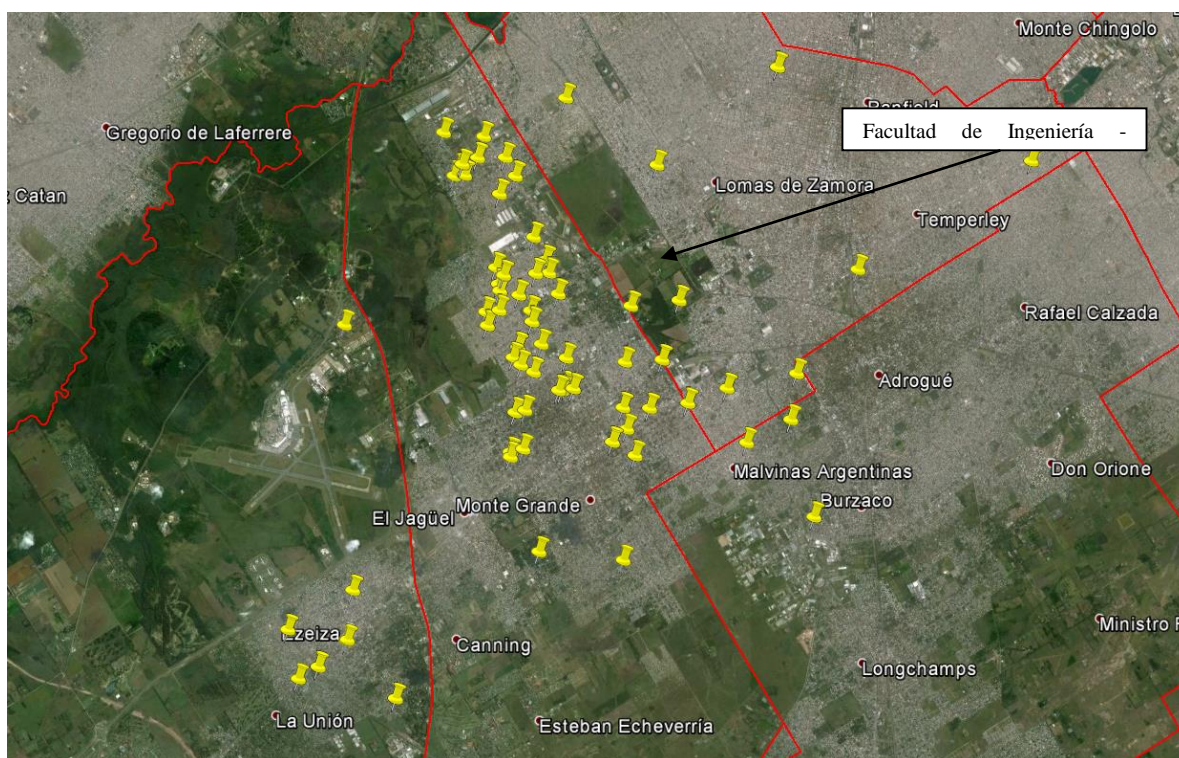
Según el relevamiento realizado por ACUMAR cuenta con 1.560 (8,4% del total relevado) establecimientos productivos, de los cuales 29 (1,8%) fueron categorizados como agentes contaminantes. El perfil de los emprendimientos productivos es similar al de Lomas de Zamora, pero estos se concentran en la región centro-norte del Partido. El sur se caracteriza por el predominio del sector rural, con emprendimientos de tipo agrícola-ganadero.

## **2.2. Encuestas Epidemiológicas**

En esta etapa inicial se trabajó con la Escuela Tecnológica Preuniversitaria Ing. Carlos Giúdice, ubicada en el predio de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Lomas de Zamora, contando a tal efecto con la autorización de su Director, Técnico Superior Ricardo Marcelo Bertoglio, y el acompañamiento de los docentes y los estudiantes de la misma. El apoyo de la Escuela resulta fundamental como espacio de articulación para la implementación de las encuestas, las espirometrías y el monitoreo.

Respecto a las encuestas, además de contar con el espacio para solicitar la correspondiente “Declaración de Consentimiento para la Realización de Cuestionarios” y del “Asentimiento” para la realización de la espirometría, en ella se solicitan los datos personales del participante del estudio, de la zona de residencia y vivienda familiar (protocolizado según INDEC, y tendiente a identificar fuentes posibles de contaminantes en su domicilio y/o en la zona de residencia, además de la situación socioeconómica familiar), de la actividad escolar, de enfermedades anteriores (vinculadas con afecciones del sistema respiratorio, del sistema cardíaco-circulatorio y afecciones dermatológicas) y de hábitos personales y familiares (tabaquismo, entre otros). Cada una de las encuestas presentaba un total de ocho páginas. Estas encuestas se derivan de las aprobadas oportunamente por el Comité de Ética del Hospital de niños de La Plata.

Se relevaron 91 encuestas correspondientes a los estudiantes de 4to, 5to y 6to año, además de 5 docentes, las mismas fueron georreferenciadas, en aquellos casos en que se consignaron los domicilios, a los efectos de considerar su ubicación dentro de la región de estudio (Figura 1).



**Figura 1:** Distribución geográfica de los hogares de los alumnos encuestados.

## 2.2 Determinación de parámetros fisiológicos

La medición objetiva de la función pulmonar se determina mediante la espirometría. Este es un ensayo clínico que permite medir el volumen de aire que un individuo inhala o exhala en función del tiempo; también permite medir flujos o la tasa de cambio de volumen en función del tiempo. Se realizaron unas 76 espirometrías en la escuela de referencia.

Para cada participante se realizaron como mínimo 3 ensayos, aceptando sólo aquellos que cumplieran con los criterios de aceptabilidad y reproducibilidad reconocidos internacionalmente [15]. Se consideró significativo si el VEF1 (volumen espiratorio forzado en el primer segundo) era mayor al 12%. Las espirometrías se realizaron en las escuelas, previo consentimiento firmado de los padres. Junto con las espirometrías se relevan de cada chico su peso, talla, edad y otros datos necesarios para evaluar los datos obtenidos [3, 8, 9].

Se relevaron 76 espirometrías correspondientes a los estudiantes de 4to, 5to y 6to año, además de 5 docentes.

## 2.3 Muestreo COVs.

Los monitoreos se desarrollan colocando equipos pasivos (3M 3500) intramuros [1] y extramuros [3] en la escuela de referencia, durante 30 días, período que permite alcanzar la sensibilidad adecuada, y obtener una muestra integrada de la concentración de exposición para quienes habitan en ese lugar, colocándolos a cubierta de la lluvia, entre 1,5 a 2 metros de altura [5, 8-11]. También se realizaron muestreos activos (tubo de carbón activo) extramuros en simultáneo con el monitoreo de material particulado.

*Análisis de COVs*

Fue utilizado un método de separación y cuantificación para 20 VOCs (n-hexano, n-decano, n-dodecano, ciclohexano, metilciclohexano, tricloroetileno, tetracloroetileno, metiletilcetona, metilisobutilcetona, 2-hexanona, benceno, tolueno, etilbenceno, m-xileno, p-xileno, o-xileno, estireno, naftaleno, cumeno y limoneno), mediante el uso de soluciones estándares de los mismos.

El equipamiento y las condiciones óptimas establecidas para la realización de los análisis, son las siguientes: cromatógrafo gaseoso Agilent serie 6890N, columna zebron ZB-624 de 30 m x 320  $\mu\text{m}$  x 1,80  $\mu\text{m}$ , detección FID (250 °C), rampa de temperatura: 35 °C/min; 6 °C/min hasta 160 °C (36 minutos totales). Inyector modo split (145 °C), carrier H<sub>2</sub>, caudal 3,7 ml/min. El rango de linealidad queda comprendido entre 1 y 100 mg/L en la inyección.

La concentración media  $C$  de cada componente (en  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) durante el intervalo de muestreo se calculó según la fórmula adoptada en el Boletín de Aplicación de 3M:

$$C = \frac{m A}{r t}$$

Donde  $m$  es la masa absoluta del contaminante adsorbido (en  $\mu\text{g}$ ),  $t$  el intervalo de tiempo muestreado (en minutos),  $r$  el factor de recuperación y  $A$  es una constante que incluye el coeficiente de difusión del contaminante, el área de difusión de la pastilla de carbón activado y la distancia de difusión dentro del muestreador 3M [8-11].

Como referencia de las variables meteorológicas se adoptan los datos provenientes de la Estación Meteorológica de Ezeiza del Servicio Meteorológico Nacional (<http://www.smn.gov.ar/>).

**2.4. Material particulado**

Para el muestreo y análisis de material particulado y compuestos asociados, se realizaron muestreos de material particulado inhalable (partículas < 10  $\mu\text{m}$ ) y respirable (partículas < 2.5  $\mu\text{m}$ ) utilizando un muestreador MiniVol TAS. Fueron tomadas 2 muestras durante abril 2015 en un balcón del primer piso de la escuela, con una duración de 6 días para MP<sub>2.5</sub> y 3 días para MP<sub>10</sub>; para lo cual se utilizaron metodologías de muestreo estandarizadas [5, 9, 12].

Las muestras de material particulado fueron recolectadas por medio del muestreador de bajo volumen MiniVol Airmetrics. En este, por medio de una bomba, el aire es forzado a pasar a través de un separador de tamaños de partículas (mediante impactadores) y luego a través de un medio filtrante, donde queda depositado el material particulado a analizar. Para el MiniVol, la tasa real de flujo volumétrico debe ser de 5 L min<sup>-1</sup>. Como medio filtrante se utilizaron filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) y de fibra de vidrio de 46.2 mm de diámetro. Lo mismos son pesados antes y después del muestreo en condiciones estabilizadas y la concentración del material particulado en cada muestra se determina mediante la razón de esta diferencia gravimétrica y el volumen total de aire que pasó a través del filtro [9, 11-13].

**3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN****3.1. Material Particulado (MP<sub>2.5</sub> y MP<sub>10</sub>)**

Los valores obtenidos hasta la fecha, ya que solamente se pudo realizar un muestreo, en abril de 2015 son: 25,4  $\mu\text{g m}^{-3}$  para MP<sub>2.5</sub> y 32,7  $\mu\text{g m}^{-3}$  para MP<sub>10</sub>.

Estos valores se encuentran dentro del rango habitual para áreas urbanas con elevada concentración de tránsito vehicular. Precisamente, la escuela se encuentra a unos 250 m de la intersección de dos de las principales arterias de la región: Ruta Provincial 4 (Camino de Cintura) y Avenida Juan XXIII. Como comparación, para el monitoreo de La Plata, en zona urbana los valores de la media son  $MP_{2.5}=12,2$  (mínimo 6,1 – máximo 55,2 de 9 mediciones)  $\mu\text{g m}^{-3}$  y  $MP_{10}=39,5$  (mínimo 16,6 – máximo 57,4 de 8 mediciones)  $\mu\text{g m}^{-3}$  [9, 12, 13].

Comparando estos valores con los correspondientes valores guía indicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS),  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $MP_{2.5}$  y  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  para  $MP_{10}$ , para media anual, [1], se puede observar que los mismos son sobrepasados en ambos casos. Respecto a las actuales normas provinciales, éstas sólo rigen para la fracción  $MP_{10}$ , límite que se establece en  $50 \mu\text{g/m}^3$  para media anual [14], el cual no resulta sobrepasado por los valores relevados.

### 3.2 Espirometrías

El análisis de las espirometrías realizadas, muestran en su conjunto valores normales para la edad de los participantes sin hallar diferencias significativas entre ellos, ni valores que indiquen problemas de tipo obstructivo crónico. En la Tabla 1 se presenta un análisis exploratorio de los valores encontrados para los parámetros fundamentales de esta prueba.

Parámetro espirométrico	Género	N	Media	SD	Mediana	Intervalo de Confianza
% FVC	Femenino	22	84,00	12,47	86,00	(78,47-89,53)
	Masculino	45	94,98	12,62	97,00	(91,19-98,77)
% FEV1	Femenino	22	89,68	13,65	95,50	(83,63-95,73)
	Masculino	45	99,20	10,33	100,00	(96,10-102,30)
% FEV1/FVC	Femenino	22	106,05	5,50	107,00	(103,61-108,48)
	Masculino	45	104,87	7,12	105,00	(102,73-107,01)
% FEF 25-75	Femenino	22	94,05	21,76	94,00	(84,40-103,69)
	Masculino	45	105,51	19,00	104,00	(95,80-107,22)

**Tabla 1:** Parámetros obtenidos con la prueba espirométrica en jóvenes de 13 a 17 años de la región de estudio.

- **FVC** (Capacidad Vital Forzada): volumen (L) que puede expulsarse durante toda la espiración.
- **FEV1** (Volumen Espiratorio Forzado en 1er segundo): volumen (L) que puede expulsarse durante el primer segundo de la espiración
- **FEV1/FVC** Relación entre ambos parámetros
- **FEF25-75%** (Flujo mesoespiratorio forzado): flujo máximo (L/s) a la mitad de la espiración o flujo espiratorio entre el 25 y el 75% de la FVC.

Otro análisis estadístico de interés (Tabla 2), consiste en el análisis de correlación según el cual se establece la efectiva y real relación lineal entre dos variables: la dependiente (parámetro espirométrico) y la independiente (variable antropométrica). Para valorar la relación y el ajuste de los datos al modelo de regresión seleccionamos el Coeficiente de Correlación de Pearson y las Correlaciones significativas con una Prueba de Significación

Bilateral.

		FEMENINO (N=23)				MASCULINO (N=45)			
		FVC (l)	FEV1 (l)	FEV1/FVC	FEF 25-75 %	FVC (l)	FEV1 (l)	FEV1/FVC	FEF 25-75 %
EDAD	r	0,018	0,008	-0,303	-0,250	0,297*	0,243	-0,220	-0,057
	p	,936	,972	0,170	0,262	0,048	,108	0,146	0,711
PESO	r	,569**	,425*	-0,341	0-,027	0,602**	0,633**	0,076	0,175
	p	,005	,043	0,121	0,904	0,000	0,000	0,617	0,252
TALLA	r	,676**	,545**	-0,337	-0,171	0,597**	0,631**	0,015	-0,023
	p	,000	,007	0,126	0,448	0,000	0,000	0,924	0,883

**Tabla 2:** Análisis de correlación entre parámetros espirométricos y variables antropométricas individuales utilizando el coeficiente de correlación de Pearson.

- **r:** coeficiente de correlación de Pearson por parámetros espirométricos, con la edad, la talla y el peso
- **p:** parámetro estadístico asociado a la significancia de la prueba bilateral, (\*\*)  $p < 0,01$ ; (\*)  $p < 0,05$

### 3.3 Otros resultados

Respecto a los valores de COVs, sólo se cuenta con referencias cualitativas por dificultades con el cromatógrafo al momento de analizar las muestras tomadas. En tal sentido, se encuentran predominancia de compuestos aromáticos (BTEX, típicos de procesos de combustión) y en menor medida de alcanos.

Los datos relevados por las encuestas han sido insumo para el adecuado análisis de la respuesta espirométrica y su posterior comparación en términos estadísticos. Queda pendiente el análisis estadístico exhaustivo de los datos relevados que se realizará más adelante una vez relevada la totalidad de la población estudiantil de la escuela de referencia.

Se debe profundizar en el análisis pero se puede concluir como se expresa en las filas peso y talla, que el desarrollo corporal se encuentra correlacionado directamente con el FEV1 y el FVC, con un nivel de confianza de  $p < 0,01$ . El sentido específico de esta correlación es el objeto de futuros estudios.

## 4. CONCLUSIONES

Este primer trabajo referido a los niveles de contaminantes del aire extramuros en Lomas de Zamora, es el inicio de un proyecto de investigación encarado desde el Área Ambiental de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Lomas de Zamora y que contiene dos tesis de doctorado y dos becas CIN. Participan del mismo además investigadores del CIMA (Universidad Nacional de La Plata) quienes aportan su experiencia previa en el tema y la metodología oportunamente desarrollada para estudios equivalentes en esa región, con el objetivo de realizar además un estudio comparativo como los realizados previamente con la región de Tandil y la de Bahía Blanca.

Si bien no se alcanzado a la fecha a determinar cuantitativamente los niveles de COVs, los niveles de MP evidencian que la hipótesis del trabajo se cumple: el rol del tránsito en la contaminación del aire es muy relevante. Evidentemente completar la caracterización de los COVs permitirá corroborar esta hipótesis o abrirá nuevas preguntas.

Para contar con una vinculación con efectos posibles es necesario completar los estudios

espirométricos para alcanzar una masa de datos con suficiente peso estadístico para poder lograr una adecuada caracterización de los mismos a nivel respiratorio. De manera concurrente, el análisis exhaustivo de las encuestas (completando también el relevamiento de todos los estudiantes de la escuela técnica de referencia) permitirá establecer otros posibles efectos.

Una tarea pendiente es comenzar con la caracterización de zonas con fuerte presencia industrial, como es el caso del parque industrial de Almirante Brown, cercano de manera de reconocer los aportes específicos de este sector.

Estos datos permiten obtener un mejor y más completo cuadro de situación de distintos sectores bonaerenses afectados por la contaminación del aire y corroborar las bondades de la metodología propuesta, metodología sencilla y accesible.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen, en primer lugar, a la Universidad Nacional de Lomas de Zamora en general, y a la Facultad de Ingeniería en particular, por su asistencia en cargos, infraestructura y fondos que han sido decisivos para el desarrollo obtenido. También se agradece al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), y a la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC PBA), a quienes pertenecemos varios de los autores; y al Instituto de Desarrollo e Investigaciones Pediátricas (IDIP) del Hospital de Niños "Sor María Ludovica" de La Plata por su asesoramiento y colaboración.

## 6. REFERENCIAS

- [1] Organización Mundial de la Salud. "Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005". WHO/SDE/PHE/OEH/06.02 (2005). [http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf).
- [2] World Health Organization. "Environmental Health Criteria 237. Principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals". Published under UNEP-ILO-WHO, Geneva, (2006).
- [3] Gauderman WJ, Gilliland F, Vora H. "Association between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort". *Am J Respir Crit Care Med*; 166:76-84, (2002).
- [4] Ostro B. "Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels". Environmental Burden of Diseases Series No 5. World Health Organization. Protection of the Human Environment. Geneva, (2004).
- [5] Massolo L. "Exposición a contaminantes atmosféricos y factores de riesgo asociados a la calidad de aire en La Plata y alrededores". Tesis doctoral, Ciencias Exactas, UNLP. (2004).
- [6] INDEC (National Institute of Statistic and Cense) Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <http://www.censo2010.indec.gov.ar/>. (2011).
- [7] Organización Internacional de Trabajo (OIT-ONU). Clasificación industrial internacional uniforme de todas las actividades económicas (CIU). Tercera revisión. (2015). <http://www.ilo.org/public/spanish/bureau/stat/class/isc.htm>.

- [8] Wichmann .FA., L.E. Busi, N.F. Cianni, L. Massolo, A. Müller, A. Porta, P.D. Sly. J. Allergy and Clinical Immunology, 12 (3): 632-638 (2009).
- [9] Colman Lerner JE., A. Morales, M. Aguilar, D. Giuliani, J. Ditondo, V.I. Doderó, L. Massolo, EY. Sánchez, N. Matamoros, A. Porta. “In: WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 181, Environmental Impact II, 2014. C.A. Brebbia, G. Passerini, Eds. 659-670. 768 pp.
- [10] Massolo L., Rehwagen M., Porta A., Herbarth O., Ronco A. Environmental Toxicology, 25(4):339-49 (2010).
- [11] Colman Lerner JE., T. Kohajda, ME. Aguilar, LA. Massolo, EY. Sánchez, AA. Porta, P. Opitz, G. Wichmann, O. Herbarth, A. Mueller. Environmental Science and Pollution Research International, 21: 9676-9688 (2014).
- [12] Orte M., JE. Colman Lerner, A. Morales, P. Barrionuevo, M. Aguilar, D. Giuliani, V. Doderó, L. Massolo, N. Matamoros, EY. Sánchez y A. Porta. “Estudio del material particulado inhalable y contaminantes asociados en las ciudades de La Plata y Bahía Blanca”. Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina. Contribuciones del 4º Congreso PROIMCA. Compilado por SE. Puliafito, D. Allende y C. Panigatti. UTN, 583-594 (2013).
- [13] Baldauf, R.W., Lane, D.D., Marotz, G.A., Wiener, R.W. Performance evaluation of portable MiniVOL particulate matter sampler. Atmos. Environ., 35: 6087–6091 (2001).
- [14] Ley Provincial 5965, Decreto 3395/96, Legislación de la Provincia de Buenos Aires. <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/96-3395.html>
- [15] American Thoracic Society (<http://www.thoracic.org>) y de la European Respiratory Society (<http://dev.ersnet.org/>)





## ESTUDIO DE LAS VARIACIONES EN EL ALBEDO DE NIEVE Y GLACIARES EN LOS ANDES CENTRALES

**Bolaño-Ortiz, Tomás R.<sup>1,2</sup>; Allende, David G.<sup>1</sup>; Ruggeri María F.<sup>1,2</sup>; Pascual Flores, Romina M.<sup>1,3</sup>; Puliafito, Salvador E.<sup>1,2</sup> y Lakkis, Susan G.<sup>4,5</sup>**

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente. Facultad Regional Mendoza. Universidad Tecnológica Nacional

Rodriguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE).

e-mail: tomas.bolano@frm.utn.edu.ar, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

3: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

4: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA), Cap. Gral. Ramón Freire 183, (C1426AVC), Buenos Aires, Argentina.

5: Unidad de Investigación y Desarrollo de las Ingenierías (UIDI), Facultad Regional Buenos Aires (FRBA), Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Argentina

**Resumen.** *Los Modelos climáticos indican la reducción del albedo provocada por la deposición de Negro de Humo o Black Carbon en nieve, contribuye así al calentamiento global y al derretimiento de la nieve. Una pequeña disminución en el albedo de la nieve puede incrementar significativamente la cantidad de radiación absorbida por la superficie, reduciendo aún más el albedo. Es esta retroalimentación considerada como la amplificación positiva más relevante para el incremento de la temperatura superficial del planeta. La nieve y el hielo en los Andes Centrales de Chile y Argentina es la principal fuente de agua para las regiones pobladas cerca de las ciudades de Mendoza y Santiago de Chile. El objetivo general de este trabajo fue determinar las variaciones en el albedo sobre los Andes Centrales durante la estación de primavera, utilizando datos de sensado remoto. En tal sentido, se seleccionó un área de estudio entre los 33-38°S y 75-65°W en la cual se analizaron datos de MODIS. Durante el período 2000-2014 se evaluaron datos diarios de cobertura de nieve, albedo en superficie nívea, temperatura de superficie y datos mensuales de espesor óptico de aerosoles (AOD) a una longitud de onda de 0.55  $\mu\text{m}$ . Los resultados indican una relación inversa entre el albedo en nieve y el AOD que estaría retroalimentando la tendencia decreciente del albedo para el área estudiada.*

**Palabras clave:** albedo, nieve, deposición, aerosoles, MODIS

### 1. INTRODUCCIÓN

En términos de cambio climático se puede expresar que en la actualidad existe una fuerte evidencia de que las variaciones en la temperatura observada, así como varios fenómenos asociados, representados en incremento en la frecuencia y severidad de fenómenos extremos,

derretimiento de glaciares y del hielo de los polos, son atribuibles al efecto de los gases producidos por la actividad antrópica [1-3]. Asimismo existe evidencia de una respuesta inminente a los cambios en el ciclo hidrológico regional debido a que el régimen hídrico de una región, en especial, cuando es esencialmente hidronival, depende de la cantidad de nieve que se deposita durante el invierno y se acumula en las altas cuencas. A ello, se puede sumar el condicionante de temperatura que regula la velocidad de la fusión. En consecuencia, el ciclo estacional de la temperatura se traduce en variaciones en la altura de la isoterma de 0°C, siendo esta línea imaginaria un referente, debido a que por encima de dicho límite la nieve no se derrite, pues no hay temperatura suficientemente elevada para fundirla.

Varios estudios han evaluado una posible influencia del material particulado antrópico tanto en el balance radiativo terrestre [4], como sobre los ciclos hidrológicos en zonas de alta montaña [5]. En especial, el hollín o negro de humo (black carbón: BC) producto de la combustión incompleta de biomasa o combustibles fósiles, podría estar reduciendo el albedo en nieve [6-8] como resultado de la redistribución de la radiación solar incidente por ondas de longitud corta y las emisiones infrarrojas de las partículas de BC.

De acuerdo a predicciones actuales, en los Andes centrales de Argentina se espera un aumento de la temperatura en verano entre 3 y 4 °C, que alcanzaría incluso 5 °C en las zonas más altas de la Cordillera, para el período 2070-2100. En los meses de invierno, las temperaturas aumentarían entre 1,5 y 3 °C [9]. Considerando el escenario A2 del IPCC [10], en la cuenca del Río Mendoza en particular, se espera para el período 2020 - 2030 un incremento medio de temperatura alrededor de 1,25 a 1,5 °C, con variaciones según la altitud con respecto al nivel del mar, por lo cual, es importante estudiar cómo está variando la cobertura de nieve en la región, temperatura superficial y estimar si estas presentan variaciones por la presencia de aerosoles como BC.

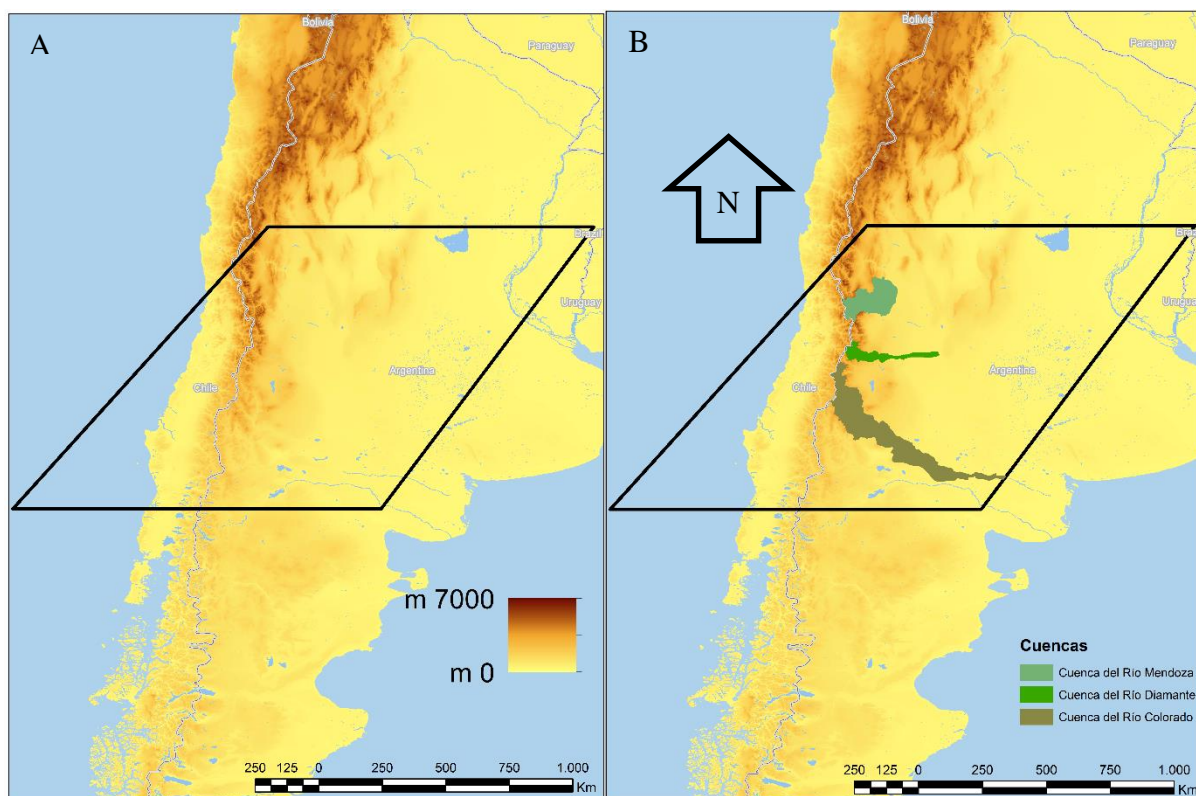
En virtud de lo anterior, se hace necesario analizar cómo la presencia de aerosoles puede incidir en las variaciones del ciclo hidrológico de las zonas con nieve en los Andes centrales. Para ello, se realizó un análisis de variabilidad espacial y temporal de albedo en nieve, fracción de cobertura de nieve, temperatura superficial y espesor óptico de aerosoles, obtenido de imágenes MODIS del Satélite Terra para el periodo 2000 – 2014.

## **2. METODOLOGÍA**

### **2.1. Área de estudio**

El impacto de los cambios en albedo durante los derretimientos de primavera en esta región genera gran preocupación debido a que la cantidad y el momento en que se producen son críticos para la determinación de los recursos hídricos en esta área. Por ende, la zona de estudio seleccionada corresponde a la encerrada por las líneas paralelas entre -30,00° y -38,00° (latitud sur) con -65,00° y -75,00° (longitud oeste) en la región de los Andes Centrales de Argentina y Chile (ver FiguraA). Dicha área es atravesada por el cordón montañoso del mismo nombre donde se localizan un sinnúmero de formaciones relativas a la criósfera, en forma de nevados y glaciares que son fuente importante para la sostenibilidad ambiental de miles de personas en ambas naciones. Asimismo se seleccionaron las cuencas del Río Mendoza, Río Diamante y Río Colorado, ubicadas al norte, centro y sur respectivamente como representativas del área, donde se analizaron

datos de pixeles localizados en una cota ubicada en una zona alta de su respectiva área con nieve permanente (ver Figura 1B).



**Figura 1.** Determinación del área de estudio y las cuencas de análisis prioritario.

## 2.2. Series de tiempo

Las series de tiempo analizadas corresponden a las primaveras (septiembre a noviembre) de 15 años correspondientes al periodo comprendido desde el año 2000 a 2014, para albedo, cobertura de nieve y temperatura superficial. La finalidad fue analizar la mayor cantidad de tiempo, por ello, se partió de todos los periodos de interés obtenidos desde el año 2000, cuando comenzaron a generar imágenes el satélite multinacional TERRA de la NASA para investigaciones científicas, por medio del instrumento Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). Luego se reduce en análisis a una cuenca puntual (Río Mendoza), para ser posteriormente comparados con series mensuales de espesor óptico de aerosoles (AOD) (2002 - 2014) generadas desde el producto de L3 MOD08, procesadas desde el servidor de Giovanni de la NASA para la formación de nieves en esa cuenca ubicada en esa área.

### 2.3. Datos analizados

La principal fuente de información corresponde a los datos extraídos de imágenes MODIS, en especial de los productos MOD10 L2 para albedo y fracción de cobertura de nieve con resolución espacial de 500m x 500m y resolución temporal diaria. Asimismo, se usó el producto MOD11 L2 para temperatura superficial con resolución de 1 km x 1 km y resolución temporal diaria. Los dos productos consisten en imágenes de 1200 km x 1200 km del área indicada en la Figura. Para AOD se usó el producto de MOD08 L3 (Gridded Atmospheric Product) [11] con 0,1° de resolución espacial, que fueron comparadas con los datos medidos en superficie terrestre por la estación de la red Aerosol Robotic Network (AERONET) más cercana a la cuenca del Río Mendoza, ubicada el Complejo Astronómico El Leoncito (CASLEO) en el sur de la Provincia de San Juan, en el norte del área de estudio.

### 2.4. Variables

Las variables analizadas en el presente estudio están detalladas en la siguiente tabla (Tabla 1) donde se indica la fuente de información:

<i>Variable</i>	<i>Fuente</i>	<i>Valores usados</i>	<i>Descripción</i>
Albedo en nieve	MOD 10	0 a 100%	Porcentaje de albedo en nieve diario en cada pixel con cobertura de nieve, puede contener otros valores como: 111 = noche, 125 = tierra, 137 = aguas continentales, 139 = océano, 150 = nube, etc.
Fracción de cobertura de nieve	MOD 10	0 a 100%	Porción del pixel cubierto con nieve (diario), puede tener otros valores en función de lo que identifique el instrumento, por ejemplo: 211 = noche, 225 = tierra, 237 = aguas continentales, 239 = océano, 250 = nube, etc.
Temperatura Superficial	MOD 11	-15°C a 15°C	Temperatura superficial terrestre diaria en alta montaña
Espesor Óptico de Aerosoles	MOD 08	0,1 a 0,9	Espesor óptico de aerosoles medidos a una longitud de onda de de 0.55 $\mu\text{m}$

**Tabla 1.** Variables analizadas

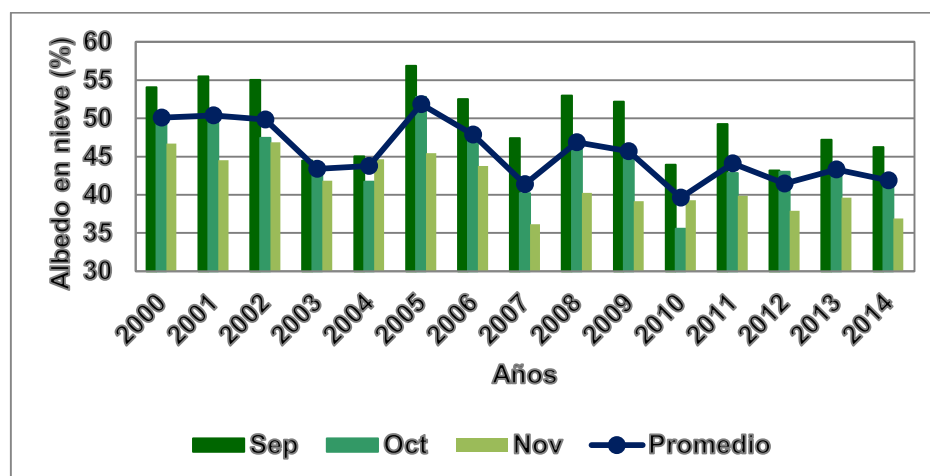
Los productos MODIS fueron descargados en archivos Hierarchical Data Format (HDF) en secuencias temporales desde el servidor EOS Clearing House (ECHO) – NASA, posteriormente se usó el software MATLAB, en el cual se generó un código para extraer los datos específicos indicados en la anterior tabla y posteriormente el análisis de datos

gráfico, matemático y estadístico en una hoja de cálculo.

### 3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

#### 3.1. Albedo en nieve

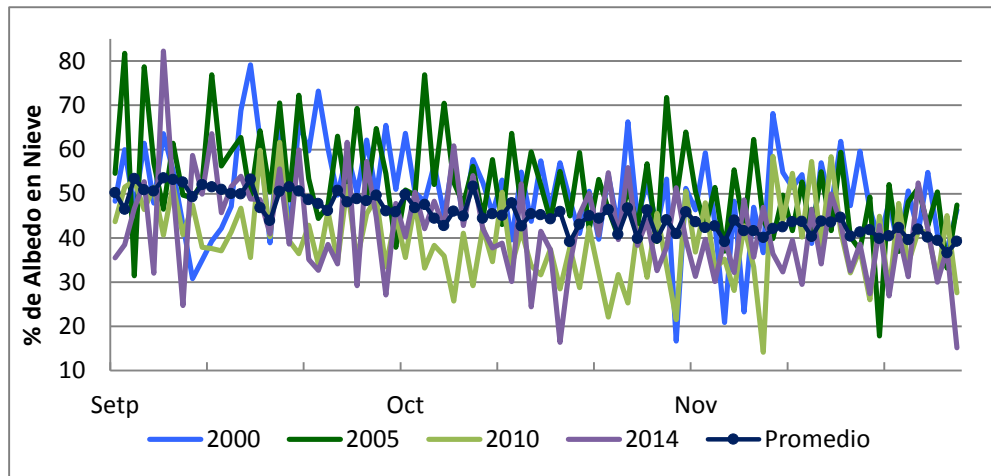
Se analizaron los datos mensuales (septiembre, octubre y noviembre), obtenidos con los valores diarios y fueron comparados con el promedio trimestral como se muestra en la Figura . Se tomaron también datos correspondientes a datos diarios y se compararon con los datos anuales correspondientes a años iniciales y finales del tiempo analizado (2000, 2005, 2010 y 2014) como se expresa en la Figura 2. Asimismo, para albedo se analizaron las variaciones de albedo para un pixel ubicado en la parte alta de las cuencas del Río Mendoza, Río Diamante y Río Colorado (ver Figura 3).



**Figura 2.** Variación de los promedios mensuales (septiembre, octubre, noviembre) obtenidos con valores diarios para cada año y línea de promedio trimestral para el albedo en nieve en el área de estudio.

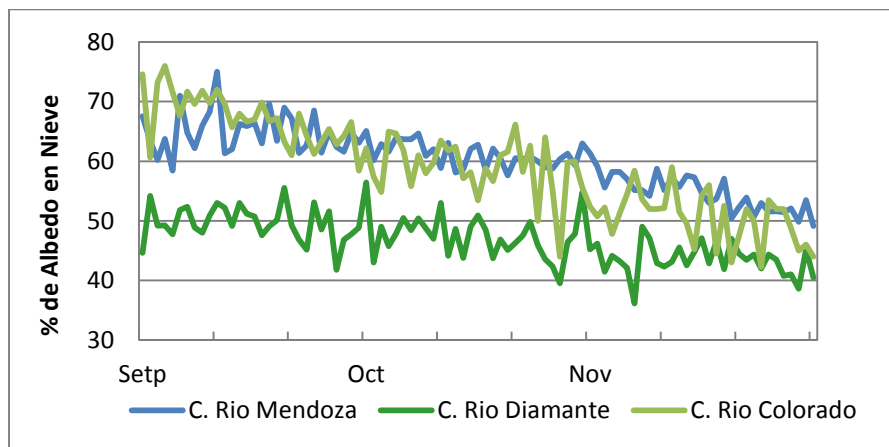
En particular se observan cambios decrecientes de albedo desde septiembre a noviembre, a excepción de los años 2004 y 2010 donde el menor valor se presentó en octubre. Esto pareciera ser producto de los cambios normales en las condiciones meteorológicas que transcurren del invierno al verano en cada año. En general, el albedo en la nieve muestra una tendencia decreciente durante todo el periodo 2000-2014, aunque específicamente, desde el 2005 se observa esta tendencia de forma más marcada.

Para ampliar lo indicado, se elaboró la Figura 3 donde se observa que entre los años 2000 y 2005 existe una mayoría de valores encima de la línea promedio, mientras para los años 2010 y 2014 sucede lo contrario. Esto estaría indicando una marcada tendencia decreciente del albedo en el periodo de estudio y la existencia de un agente diferente al cambio de estación que estaría aumentando la pendiente negativa.



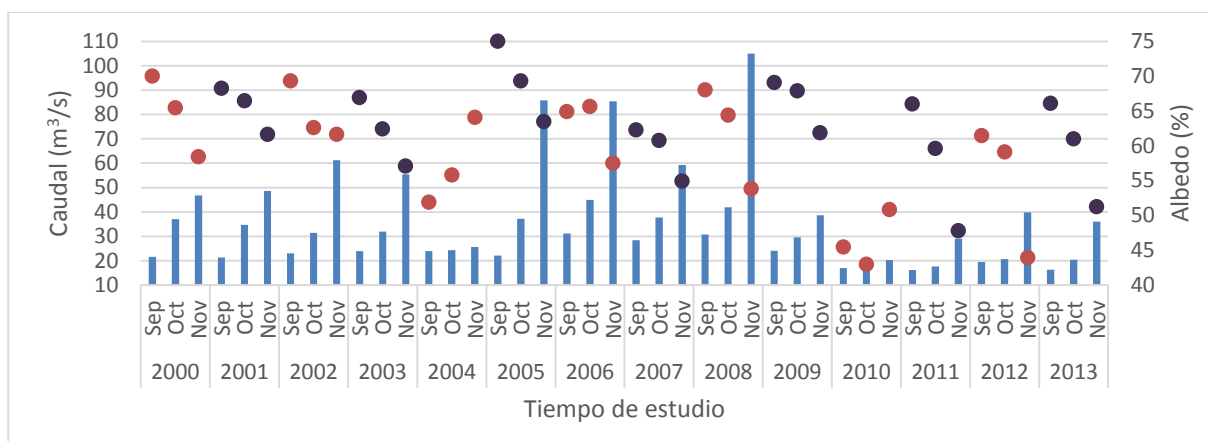
**Figura 3.** Variación diaria y promedio (2000-2014) para el albedo en nieve en el área de estudio.

Igualmente, es posible observar variaciones diarias de albedo en nieve en cuencas del norte, centro y sur. En la Figura 4 se aprecia las cuencas del Río Colorado y Río Mendoza, presentan un comportamiento similar, mientras que el Río Diamante presenta valores menores, este último evento puede deberse a diferencias de altura de la cordillera de los Andes en ese punto y la circulación de vientos que atraviesan la cordillera.

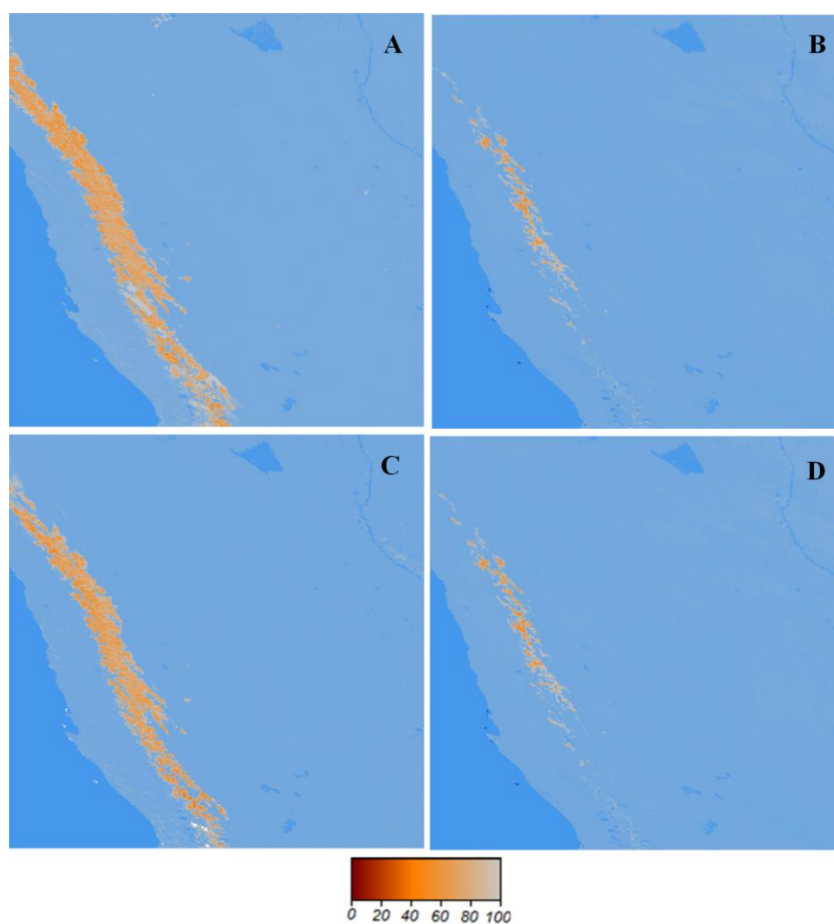


**Figura 4.** Variación del promedio para los días de primavera (2000 – 2014) para el albedo en nieve de las cuencas priorizadas en el área de estudio.

El albedo parece además tener una relación con el caudal de escorrentía. En Figura 5 se aprecia que en los meses de primavera existe una marcada tendencia a aumentar los caudales, mientras disminuye los valores de albedo.



**Figura 5.** Relación del promedio mensual de albedo para cuenca del Río Mendoza (puntos y eje vertical derecho) y variación del caudales de escorrentía en la cuenca del Río Mendoza cada primavera (barras y eje vertical izquierdo), datos de estación Guido (Mendoza) de la Red Hidrometeorológica Nacional.



**Figura 6.** Variación espacial de albedo en nieve (1-100%) para septiembre de 2000 (A), noviembre de 2000 (B), septiembre de 2014 (C) y noviembre de 2014 (D).

Realizando un promedio de las capas diarias de albedo en nieve en el área de estudio se generaron las salidas gráficas de distribución de albedo en el área de estudio, comparativamente al inicio y final de la primavera en el año 2000 y 2014 respectivamente (Figura 6).

La Figura 6 muestra que en el periodo 2000 -2014 se está generando una variabilidad tendiente a la disminución del albedo, si se compara el inicio y fin de la primavera en el año 2000 en relación al año 2014. Se estima que estos cambios en primavera estarían relacionado con una disminución de cobertura de nieve por la aceleración en los procesos de fusión.

### 3.2. Cobertura de nieve

Con el objeto de analizar la cobertura de nieve, en la Figura 7 se muestran las variaciones anuales de área con diferentes porcentajes de cobertura nívea entre el 2000 y 2014. Además, se incluyen en el gráfico las variaciones de albedo para cada una de las cuencas del Río Mendoza, Río Diamante y Río Colorado.



**Figura 7.** Variación del promedio anual del área de cobertura de nieve. Eje vertical izquierdo muestra el área con los intervalos de fracción de cobertura de nieve indicada en la leyenda y el eje derecho relaciona el albedo promedio obtenido para cada año de estudio.

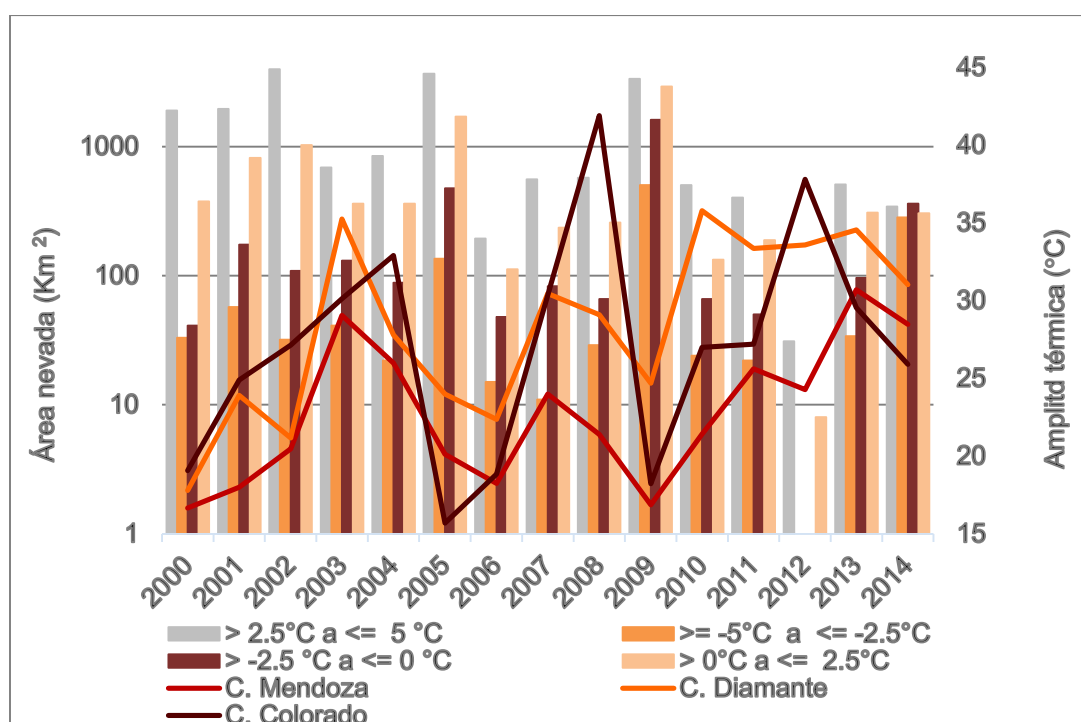
La anterior figura indica que la fracción de nieve con mayor cobertura (76-100%) varía de manera similar al albedo. También pueden observarse comportamientos casi cíclicos en donde cada dos años se presentan máximos y mínimos similares. Esta variabilidad se reduce después del año 2009 donde el albedo comienza a tener una clara tendencia



decreciente. Esto estaría relacionado asimismo, con la precipitación nieve y aumentos en la isoterma  $0^{\circ}\text{C}$  como lo indican algunos estudios [12].

### 3.3. Temperatura superficial terrestre

La temperatura superficial terrestre para áreas con nieve se muestra en la Figura 8. Allí se analizó el comportamiento interanual de los periodos de primavera. Se presentan el área para intervalos de diferentes rangos de temperatura para las primaveras del 2000 al 2014. También se incluyen las variaciones de amplitud térmica<sup>iii</sup> para las cuencas del Río Mendoza, Río Diamante y Río Colorado, para establecer cómo cambia esta variable en el transcurso de los años, con la variabilidad térmica y su relación con las áreas cubiertas con nieve.



**Figura 8.** Variación del promedio anual del área cubierta con nieve para diferentes rangos de temperatura expuesto en la leyenda (eje vertical izquierdo) y amplitud térmica para cada cuenca analizada (eje vertical derecho).

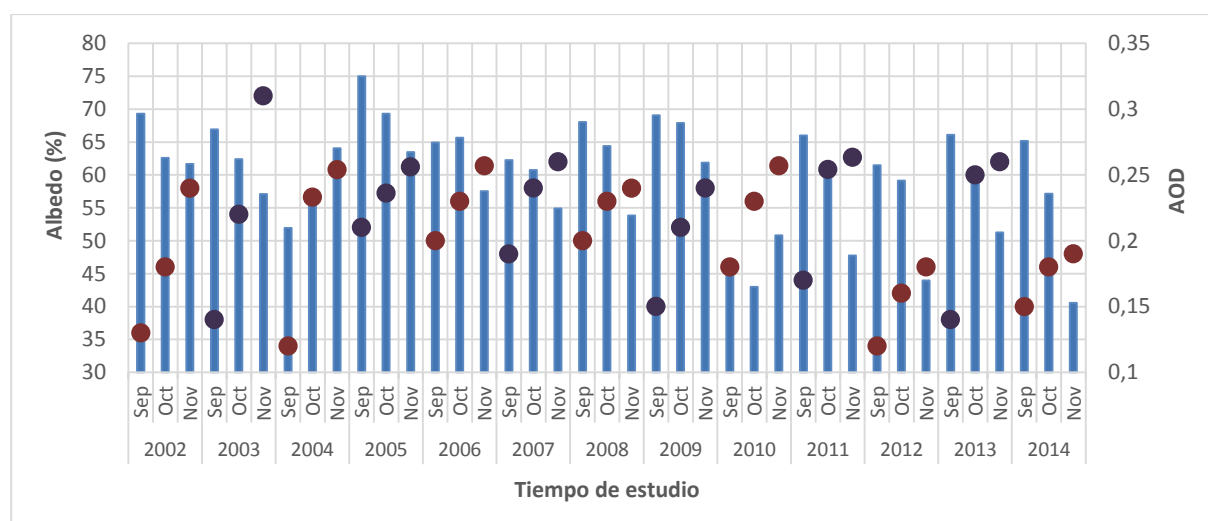
En la anterior figura se aprecia que las áreas con temperatura que propician un estado sólido en el agua ( $< 0^{\circ}\text{C}$ ) estarían relacionadas con los años con menor amplitud térmica. Igualmente, la amplitud térmica está teniendo una variabilidad similar en todas las cuencas analizadas, lo que indica que la temperatura estaría presentando una relación similar en toda el área de estudio. Los años con mayor amplitud térmica, se relacionan con

<sup>iii</sup> La amplitud térmica se calcula como la diferencia entre la máxima y mínima temperatura para un periodo de tiempo indicado.

bajas tasas de precipitación nívea, como se puede observar en el periodo 2010 al 2014 donde se aprecia esta tendencia. Se presenta una relación con lo expuesto respecto a la cobertura de nieve y albedo, en cuanto a las fases de máximos y mínimos cada dos años aproximadamente. En especial, después del año 2008 la variabilidad se reduce y se mantiene una tendencia creciente de la temperatura.

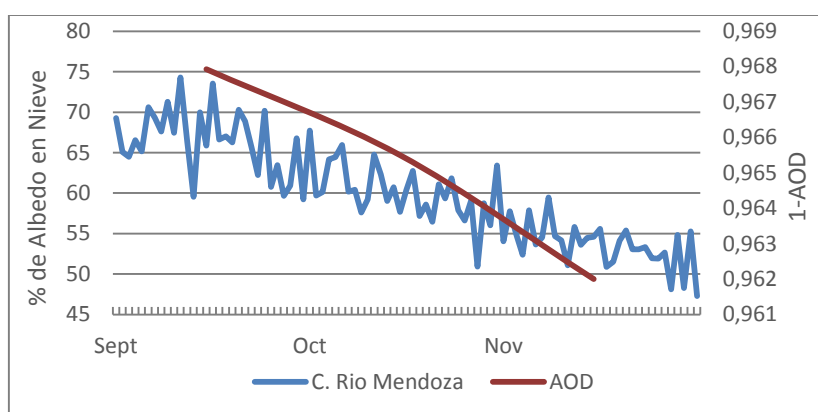
### 3.4. Espesor óptico de aerosoles

Usando el servidor de Giovanni, el cual cuenta con una aplicación web desarrollada por el GES DISC de la NASA se extrajeron los datos de espesor óptico de aerosoles (AOD) a 550 nm. Se tomó como referencia la cuenca alta del Río Mendoza dentro del área de estudio desde el año 2002 hasta el 2014, generando así la Figura 9 para todas las primaveras.



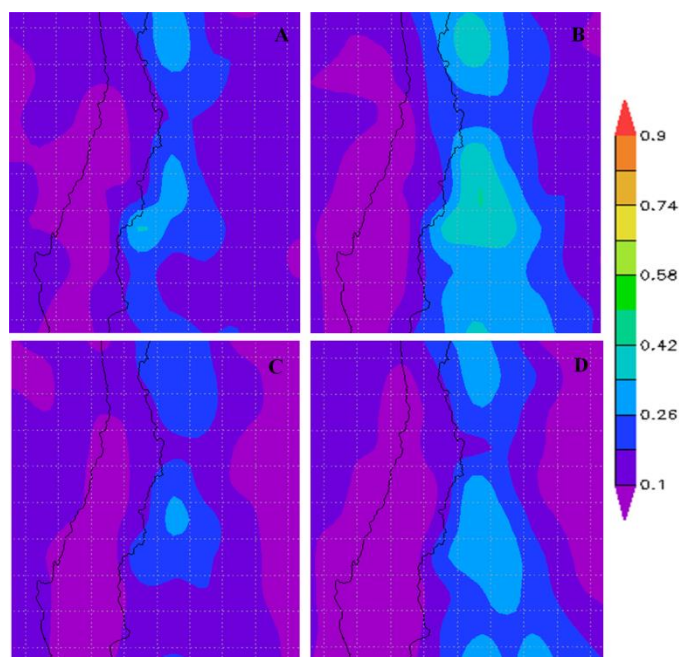
**Figura 9.** Variación del espesor óptico de aerosoles (AOD) en cada primavera (barras y eje vertical izquierdo) y la relación con el promedio mensual de albedo (puntos y eje vertical derecho).

La anterior figura muestra cómo evolucionan los promedios mensuales para cada primavera en relación a los respectivos valores de AOD. En la misma se observa un comportamiento creciente del AOD durante los meses de primavera en cada año. Esta tendencia coincide con datos los observados (ver Figura 10) en la estación de AERONET CASLEO. Esta tendencia marcada en los meses de primavera, implicaría, entre otros efectos, una aceleración del proceso de fusión de las áreas nevadas, particularmente por deposición de los aerosoles que contengan BC en su composición. Asimismo, estos datos muestran una relación posible con los comportamientos cíclicos de albedo.



**Figura 10.** Variación de los promedios diarios de albedo para la zona nevada en la cuenca del Río Mendoza y tendencia de los promedios de diarios de AOD de la estación CASLEO de AERONET. Notar que se representa en este gráfico (1-AOD).

En la Figura 11 se grafica la distribución espacial de AOD para dos momentos significativos de la primavera, tanto para el principio como el fin del período de estudio. Aquí puede observarse también que en los meses de noviembre existen concentraciones más altas de aerosoles (mayor AOD) en relación a las observadas en los meses de septiembre, particularmente en el lado este de la cordillera de los Andes. Esto sumado a lo expuesto en la Figura 10 indicaría que existe un incremento de los valores de AOD para el área de estudio durante la estación primaveral de septiembre, octubre y noviembre respectivamente.



**Figura 11.** Variación espacial del AOD para septiembre de 2002 (A), noviembre de 2002 (B), septiembre de 2014 (C) y noviembre de 2014 (D). Fuente: Generadas por servidor Giovanni –NASA.

### 3.5. Análisis estadístico

Para realizar una evaluación estadística se aplicó un análisis de varianza con un factor (ANOVA). Este análisis de la varianza permite contrastar la hipótesis nula de que las medias de grupos analizados son iguales, frente a la hipótesis alternativa de que por lo menos una de las poblaciones difiere de las demás. Por ende, si el valor del estadístico de prueba  $F_{Calc} > F_{Crítico}$  se rechaza la hipótesis nula, debido a la existencia de diferencias significativas. En tal sentido, el test ANOVA se usa para evaluar si hubo cambios significativos en las variables analizadas durante los períodos evaluados.

Por ende, se usó el test ANOVA con el objeto de verificar la presencia de diferencias significativas entre los cambios mensuales en el albedo y el AOD. Para el caso del AOD, se presentan los resultados del test en la Tabla 2. Se observa que el  $F_{Calc}$  es menor que el  $F_{Crítico}$  lo cual claramente indica que no existen diferencia significativas, probablemente por la pequeña cantidad de tiempo analizado (2002 - 2014). No obstante, hay varianzas importantes para los datos de los meses de noviembre, por lo que sería necesario contar con más datos (mayor cobertura espacial, por ejemplo) para poder encontrar estadísticamente diferencias significativas entre los meses de primavera, que se están apreciando en las gráficas.

<b>Grupos</b>	<b>Cuenta</b>	<b>Suma</b>	<b>Promedio</b>	<b>Varianza</b>	<b><math>F_{Calc}</math></b>	<b>Probabilidad</b>	<b><math>F_{Crítico}</math></b>
Septiembre	13	1,95	0,15	0,002	1,91	0,16	3,25
Octubre	13	2,68	0,20	0,002			
Noviembre	13	5,56	0,42	0,433			

**Tabla 2.** Análisis ANOVA comparando los AOD para los 13 años en los meses de primavera obtenidos de MOD 08.

La Tabla 3 muestra el análisis estadístico para las variaciones de albedo en la cuenca del Río Mendoza, donde se aprecia que para este caso sí existen diferencias significativas entre los meses analizados.

<b>Grupos</b>	<b>Cuenta</b>	<b>Suma</b>	<b>Promedio</b>	<b>Varianza</b>	<b><math>F_{Calc}</math></b>	<b>Probabilidad</b>	<b><math>F_{Crítico}</math></b>
Septiembre	30	1994,5	66,48	15,95	107,48	$3,0983 \times 10^{-24}$	3,10
Octubre	30	1804,4	60,14	11,62			
Noviembre	30	1606,1	53,53	7,50			

**Tabla 3.** Análisis ANOVA comparando los Albedos diarios para el periodo 2000 – 2014 en los meses de primavera

Debido a que son esperables cambios propios en la primavera, a medida que transcurren los meses, se hizo otro análisis ANOVA (ver Tabla 4) para comparar los datos diarios de los años 2000, 2005, 2010 y el promedio de los 15 años (grupos), para verificar que existen diferencias que serían diferentes a las que normalmente se presentan en las primaveras.

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>F<sub>Calc</sub></i>	<i>Probabilidad</i>	<i>F<sub>crítico</sub></i>
2000	88	4407,92	50,09	120,15	25,61	4,4606x10 <sup>-19</sup>	2,39
2005	88	4561,75	51,83	124,97			
2010	88	3484,72	39,59	85,21			
2014	88	3687,09	41,89	119,05			
Promedio	88	3998,08	45,43	17,25			

**Tabla 4** Análisis ANOVA comparando los Albedos diarios para diferentes años y el promedio de primavera del periodo 2000 – 2014

La Tabla 5 muestra las diferencias que se está presentando en los datos de escorrentía en la cuenca del Río Mendoza. Estas diferencias serían variaciones diferentes a las propias de estos meses.

<i>Grupos</i>	<i>Cuenta</i>	<i>Suma</i>	<i>Promedio</i>	<i>Varianza</i>	<i>F<sub>Calc</sub></i>	<i>Probabilidad</i>	<i>F<sub>crítico</sub></i>
Septiembre	24	544,14	22,67	22,63	19,78	5,5611x10 <sup>-10</sup>	2,70
Octubre	24	691,06	28,79	62,13			
Noviembre	24	1171,50	48,81	414,62			
Promedio	24	802,23	33,42	105,22			

**Tabla 5.** Análisis ANOVA comparando los caudales de escorrentía en la cuenca del Río Mendoza para los meses de primavera y promedio del periodo 1990 – 2013.

Estos resultados señalan que también existen diferencias significativas en los valores de albedo en el periodo 2000 – 2014. Es posible que esto pudiera estar relacionado la tendencia de los valores de AOD en los meses de primavera indicados anteriormente, en especial, posiblemente por los aerosoles provenientes de actividad antrópica local [13],

aunque todavía no es posible establecer una relación conclusiva.

#### 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se presentan variaciones decrecientes de albedo en nieve para los meses de primavera. Esta tendencia se ve acentuada con los años, de acuerdo con lo analizado entre los años 2000-2014, posiblemente por las variaciones de temperatura.
- La cobertura de nieve en el área de estudio disminuye en el transcurso de los años analizados.
- El AOD presenta una tendencia creciente en los meses de primavera y posiblemente podría relacionarse con la disminución del albedo, aunque no hay suficiente evidencia estadística del fenómeno.
- Las variaciones de temperatura superficial se relacionan con los cambios de amplitud térmica, como se observa, por ejemplo en el periodo 2010 – 2014, donde se aprecian máximos en amplitud térmica con bajos valores de albedo en las cuencas analizadas.
- Las diferencias estadísticas para albedo y escorrentía indican la existencia de variaciones que divergen de las esperadas. Lo cual indica la existencia de otro factor que está influenciando este suceso.

Este trabajo es una aproximación inicial para el estudio de las variaciones de albedo en los Andes Centras. Si bien los resultados no son determinantes para identificar causas – efectos definitivos, es posible diferenciar tendencias claras que podrían indicar una contribución de los aerosoles a ello.

Finalmente se recomienda continuar analizando mayor población temporal a una mejor escala espacial con la finalidad de poder encontrar relaciones más concluyentes entre las variaciones de albedo y AOD para los Andes Centrales. También, se estima analizar si la emergencia hídrica que comenzó en 2009-2010, tendría una relación con la presencia creciente de AOD identificada gráficamente, en especial, si estaría incidiendo como efecto semi indirecto en la microfísica, por medio de formación y tamaño de los núcleos de hielo (IN: Ice Nuclei) y núcleos de condensación de nubes (CCN) como indican algunos estudios [14].

#### REFERENCIAS

- [1] Boninsegna, J. Impacto del Cambio Climático en los oasis del oeste argentino. CIENCIA E INVESTIGACIÓN - TOMO 64 N° 1 (2014).
- [2] Sagredo, E., Rupper, S. and Lowell, T. Sensitivities of the equilibrium line altitude to temperature and precipitation changes along the Andes. Quaternary Research. Volume 81, Issue 2, March 2014, P 355–366. (2014).
- [3] Bradley, R. S., F. T. Keimig, and H. F. Diaz. Projected temperature changes along the American cordillera and the planned GCOS network, Geophys. Res. Lett., 31, L16210,

- doi:10.1029/2004GL020229 (2004).
- [4] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp (2007).
- [5] Ramanathan V., Crutzen P., Kiehl J., Rosenfeld, D. Aerosols, climate and the hydrological cycle, *Science*, 294, 2119 (2001).
- [6] Odelle L. Hadley, Thomas W. Kirchstetter. Black-carbon reduction of snow albedo. *Nature climate change*. VOL 2. 437-440 (2012).
- [7] Gardner, A. S., and M. J. Sharp. A review of snow and ice albedo and the development of a new physically based broadband albedo parameterization, *J. Geophys. Res.*, 115, F01009, doi: 10.1029/2009JF001444. (2010).
- [8] Flanner, M. G., C. S. Zender, J. T. Randerson, and P. J. Rasch. Present-day climate forcing and response from black carbon in snow, *J. Geophys. Res.*, 112, D11202, doi:10.1029/2006JD008003. (2007).
- [9] Villalba, R. and J. Boninsegna. “Cambios Climáticos regionales en el contexto de calentamiento global” un Gobierno de Mendoza (ed), Informe Ambiental 2009. (Mendoza: Secretaría de Ambiente, Gobierno de Mendoza). Pp 103 -113. (2009)
- [10] Boninsegna, J. and R. Villalba. La oferta hídrica en los oasis de Mendoza y San Juan. Los escenarios de cambio climático y el impacto en los caudales. Presented at Jornadas de Investigación en Recursos Hídricos. (Mendoza, Argentina: Centro de Estudios y Legislación del Agua, Instituto de Ciencias Ambientales (ICA) de la Universidad Nacional de Cuyo, INTA, IANIGLA. (2007). Available at: <http://www.imd.uncu.edu.ar/contenido/index.php?tid=53>
- [11] Paul A. Hubanks, Michael D. King, Steven A. Platnick, and Robert A. Pincus. MODIS Algorithm Theoretical Basis Document No. ATBD-MOD-30, Collection 005 Version 1.1 for Level-3 Global Gridded Atmosphere Products (08\_D3, 08\_E3, 08\_M3), (2008).
- [12] Boninsegna, José A. Impacto del Cambio Climático en los oasis del oeste argentino. *CIENCIA E INVESTIGACIÓN - TOMO 64 N° 1*. 45-58 (2014).
- [13] Ming, J; Xiao, C.; Cachier, H.; Qin, D.; Qin, X.; Li, Z.; Pu, J. Black Carbon (BC) in the snow of glaciers in west China and its potential effects on albedos. *Atmospheric Research* 92, 114–123. (2009).
- [14] Hansen, J., Sato, M., and Ruedy, R. Radiative Forcing and Climate Response, *J. Geophys. Res.*, Vol. 102, pp. 6831–6864. (1997).





## ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE AEROSOLES ATMOSFÉRICOS EN LA CIUDAD DE CÓRDOBA (ARGENTINA) MEDIANTE EL USO DE INFORMACIÓN SATELITAL

Della Ceca, Lara S.<sup>1</sup>; García Ferreyra, María F.<sup>2</sup> y Carreras, Hebe A.<sup>3</sup>

1: Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Comisión Nacional de Actividades Espaciales - Universidad Nacional de Córdoba  
Ruta Provincial C45- Km 8 - CP 5187 Falda del Carmen - Córdoba  
dellaceca.lara@gmail.com

2: Comisión Nacional de Actividades Espaciales  
Ruta Provincial C45- Km 8 - CP 5187 Falda del Carmen - Córdoba  
fgarciaferreyra@conae.gov.ar

3: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET y FCEFyN - Universidad Nacional de Córdoba  
Av. Vélez Sarsfield 1611. X5016 GCA - Córdoba  
hcarreras@com.uncor.edu

**Resumen.** *El uso de información satelital es una herramienta muy importante para evaluar la calidad del aire y el contenido de aerosoles en sitios que no poseen una red de monitoreo o ésta es insuficiente, como es el caso de la ciudad de Córdoba. En este estudio se realizó el análisis espacio-temporal de la distribución de aerosoles sobre la ciudad de Córdoba y alrededores, para el período 2003-2013, utilizando el producto de aerosoles (AOD), del sensor MODIS (Aqua/Nasa), obtenido por el algoritmo MAIAC (Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction). Este algoritmo mejora la resolución espacial del producto estándar, de 10 a 1 km. Se observó una buena correlación entre el producto AOD de MAIAC y el observado a campo por la estación AERONET Cordoba-CETT indicando un buen rendimiento del algoritmo en esta región. El contenido de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Córdoba mostró una gran variabilidad estacional evidenciando la influencia de variables meteorológicas (p. ej.: temperatura, humedad relativa, dirección e intensidad de vientos, altura de la capa de mezcla) sobre este parámetro y la diversidad de fuentes en esta región respecto a la época del año. Además, se detectaron áreas dentro del ejido urbano (centro y noroeste) que presentan un marcado incremento de los aerosoles atmosféricos a lo largo del tiempo, posiblemente asociados al incremento del parque automotor y la construcción de nuevas vías para circulación.*

**Palabras clave:** calidad del aire, aerosoles atmosféricos, información satelital, espesor óptico de aerosoles, algoritmo MAIAC

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Aerosoles atmosféricos y salud humana

Los aerosoles atmosféricos, también conocidos como *material particulado* (PM, siglas en inglés), son una mezcla compleja de partículas de diámetro pequeño ( $< 10 \mu\text{m}$ ) suspendidas en la atmósfera, en fase líquida y sólida. Incluyen partículas orgánicas e inorgánicas de origen primario (suelo, océanos, rutas y caminos, agricultura, minería, actividad volcánica, material biológico) y secundario, formadas por la condensación de especies gaseosas provenientes principalmente de emisiones antropogénicas. Las partículas se dividen en tres grupos según su diámetro aerodinámico equivalente en *gruesas* ( $\text{PM}_{10}$ : 2,5-10  $\mu\text{m}$ ), *finas* ( $\text{PM}_{2,5}$ : menor a 2,5  $\mu\text{m}$ ) y *ultrafinas* ( $\text{PM}_{0,1}$ : menor a 0,1  $\mu\text{m}$ ) [1].

Según informes de la Organización Mundial de la Salud (OMS) el material particulado es uno de los contaminantes atmosféricos más nocivos [2]. No sólo la composición sino también el tamaño de las partículas influye adversamente en la salud humana. En estudios recientes se ha observado que la exposición a corto y largo plazo a altos niveles de partículas en el ambiente produce efectos adversos para la salud humana tales como el aumento de la morbilidad y la mortalidad [3], principalmente asociados a enfermedades cardiopulmonares [4] y respiratorias [5]. Por otro lado, el material particulado proveniente de las emisiones del tránsito ha sido recientemente clasificado como sustancia carcinógena del Grupo I por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, siglas en inglés) [6]. Sin embargo, a pesar de la sustancial bibliografía que evidencia los efectos adversos del PM para la salud, los mecanismos toxicológicos no han sido aún dilucidados claramente [7].

### 1.2. Monitoreo de material particulado

En Argentina, la primer instancia de regulación de la calidad del aire fue la Ley Nacional N°20284, sancionada en el año 1973, que estableció valores máximos de emisión permitidos para seis contaminantes prioritarios (CO,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , material particulado en suspensión y particulado sedimentable). Algunas provincias, como por ejemplo Buenos Aires (Ley N° 5965, Decreto N° 3395/96), han establecido normas de calidad del aire tomando como valores guía aquellos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, Estados Unidos). En el caso del  $\text{PM}_{10}$ , la media de 24 hs no debe superar los 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y la media anual los 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Estos valores límite superan ampliamente aquellos sugeridos por la OMS (50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para la media de 24 hs y 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para la media anual) [1].

Debido a la creciente preocupación en la región y nuestro país por la calidad del aire y su relación con la salud humana, recientemente se ha establecido el Plan de Acción Nacional sobre Contaminación Atmosférica (Res. 1327/14). Dentro de las prioridades del Plan se ha establecido concretar esfuerzos dirigidos a desarrollar acciones integrales sobre contaminación atmosférica tales como el relevamiento de la situación actual a nivel nacional, establecer contactos con las jurisdicciones involucradas, fijar criterios en base a los estándares internacionales y nacionales, entre otros.

Hasta el momento, en Argentina, el monitoreo de la calidad del aire ha sido llevado a cabo por grupos de investigación en distintas universidades y programas locales municipales o

provinciales (p. ej: área de la Cuenca Matanza Riachuelo, Rosario, Zárate-Campana, Bahía Blanca, Mendoza, Ensenada) [8-13].

En la ciudad de Córdoba, el municipio ha realizado el monitoreo continuo de la calidad del aire durante los años 90 en dos sitios de la ciudad y en los años 2007 y 2009 en un sólo sitio. Aunque las estaciones de monitoreo brindan observaciones precisas, a menudo éstas se encuentran influenciadas por fuentes locales de emisión y podrían no caracterizar correctamente la distribución espacial real de los contaminantes. Su cobertura espacial es limitada y por tanto, este tipo de monitoreo es insuficiente para evaluar el nivel real de exposición de la población [14].

Para mejorar la comprensión de la distribución espacio-temporal de contaminantes y la exposición de la población se utilizan generalmente modelos predictivos de calidad del aire. En general, estos modelos utilizan como dato de entrada un inventario de emisiones antropogénicas del área de estudio. Desafortunadamente, los inventarios de emisiones disponibles actualmente para la ciudad de Córdoba no son aún lo suficientemente precisos y comprometen la confiabilidad de los resultados obtenidos de los modelos [15].

Otra forma de estudiar la distribución espacial de los contaminantes en grandes áreas (a escala continental, regional y urbana) es a través del sensado remoto mediante tecnología satelital [16]. Esto es particularmente importante en áreas donde no existe una red de monitoreo de PM *in situ* o es insuficiente, como es el caso de la ciudad de Córdoba.

El parámetro más común obtenido de sensores satelitales relacionado con los aerosoles en la atmósfera es el espesor óptico de aerosoles (AOD, siglas en inglés). El AOD es un parámetro adimensional que mide la extinción de la luz debida a su dispersión y absorción por la presencia de aerosoles en la columna atmosférica y varía entre 0 y aproximadamente 5. El uso del método para calcular AOD consiste en la medición de la extinción espectral de la radiación de un haz directo de acuerdo con la ley de Beer-Lambert-Bouguer:

$$I/I_0 = \exp(-\sigma Nl) \quad (1)$$

Donde  $I/I_0$  es la transmitancia, es decir, la fracción de luz incidente, a una longitud de onda especificada, que pasa a través de una muestra;  $\sigma$  es la sección transversal de absorción,  $N$  el número de moléculas y  $l$  la distancia recorrida (en cm) por el haz de luz. El exponente  $Nl$  es a menudo conocido como el espesor óptico [17].

A pesar de que diversos satélites ofrecen un producto de AOD (AVHRR-NOAA15, GOES-GOESTeast and GOESTwest, MODIS- Aqua y Terra, MISR-Terra, entre otros), uno de los más utilizados es el producto obtenido del sensor MODIS a bordo del satélite Aqua y Terra de la NASA [18].

### **1.3. Producto Aerosoles (AOD) de MODIS e implementación del algoritmo de corrección atmosférica multi-ángulo (MAIAC)**

El sensor MODIS se encuentra a bordo de los satélites Aqua y Terra (NASA), puestos en órbita polar y heliosincrónica el 18 de diciembre de 1999 y el 4 de mayo de 2002, respectivamente. Estos satélites operan a una altura aproximada de 700 km y cruzan el ecuador aproximadamente a las 10:30 hs (TERRA) y 13:30 hs UTC (AQUA). La información

espacial de los 36 canales espectrales que se distribuyen desde la longitud de onda del visible hasta el infrarrojo térmico, permiten la obtención de valores diarios globales de AOD y del tamaño de los aerosoles en la atmósfera.

Numerosos estudios en distintas regiones del mundo reportan un buen desempeño del producto estándar de AOD de MODIS (MOD04/Terra y MYD04/Aqua) [10]. Sin embargo, la resolución estándar de 10 km de este producto no es suficiente para analizar la variabilidad espacial de aerosoles a pequeña escala (p. ej. zonas urbanas) o para evaluar su impacto en estudios epidemiológicos [20].

Recientemente ha sido desarrollado para MODIS un nuevo algoritmo genérico denominado *implementación de corrección atmosférica multi-ángulo* (MAIAC, siglas en inglés) [21-22]. Los productos obtenidos mediante este algoritmo incluyen espesor óptico (a 447 nm) y la fracción fina de los aerosoles a una resolución espacial de 1 km. Esta mayor resolución espacial, requerida en numerosas aplicaciones como el estudio de la calidad del aire en áreas urbanas, puede brindar nueva información sobre las fuentes de aerosoles atmosféricos.

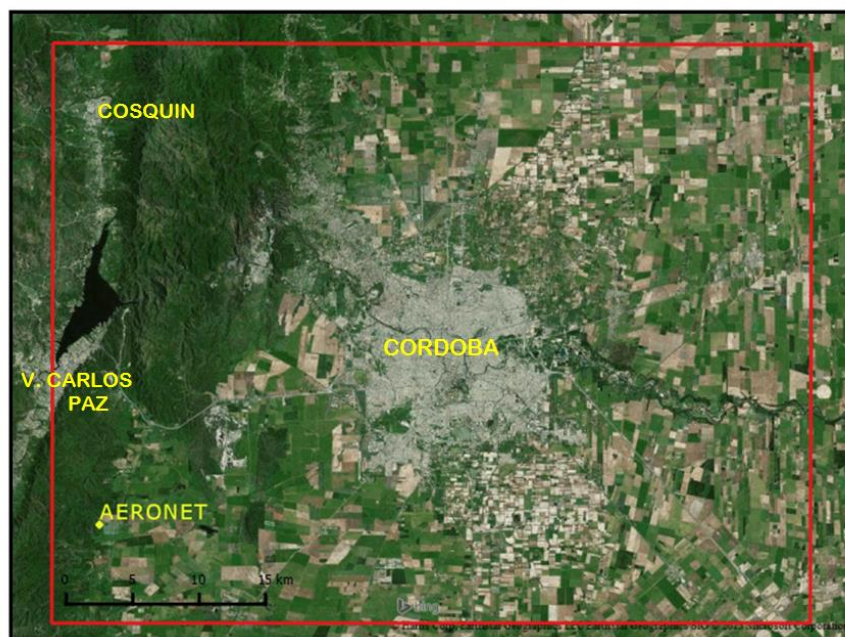
MAIAC realiza la corrección atmosférica y recupera información sobre aerosoles en superficies oscuras y brillantes en base al procesamiento de imágenes, un análisis de serie temporal (hasta 16 días previos) y la función de distribución de reflectancia superficial bidireccional (BRDF, siglas en inglés). La información acumulada de la serie de tiempo provee una cobertura multi-ángulo, requerida para la recuperación de la BRDF, y además asegura que el número de mediciones sea mayor al de incertezas. El algoritmo de aerosoles se deriva a partir del coeficiente de regresión espectral (SRC, siglas en inglés) que relaciona reflectancia bidireccional superficial en el azul (470 nm) con el infrarrojo cercano (2,1  $\mu\text{m}$ ). La validación de los productos con la red de fotómetros AERONET muestra que MAIAC y el producto estándar de AOD presentan una precisión similar sobre superficies oscuras y cubiertas por vegetación. Sobre superficies brillantes, MAIAC presenta una mayor precisión debido a la recuperación del SRC y BRDF [21].

Este estudio tiene como objetivo evaluar el desempeño del algoritmo MAIAC en Córdoba y analizar los cambios en la distribución espacio-temporal de aerosoles en la ciudad y alrededores para el período 2003-2013 utilizando el producto de AOD de MODIS de alta resolución del algoritmo MAIAC.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio y condiciones meteorológicas

El área de estudio comprende la ciudad de Córdoba (31.39 S - 64.18 O) y alrededores (Figura 1). La ciudad de Córdoba se encuentra ubicada en el centro geográfico de Argentina, es la capital de la Provincia de Córdoba y la segunda ciudad más grande del país, con aproximadamente 1,3 millones de habitantes y una superficie de 576 km<sup>2</sup> [23]. El uso de la tierra en el área comprende actividades urbanas, agrícolas e industriales.



**Figura 1.** Área de estudio que corresponde al mosaico de AOD-MAIAC y localización de la estación de AERONET Córdoba-CETT (sección 2.3).

Información proporcionada por el Servicio Meteorológico Nacional indica que en el área de estudio presenta durante el verano alta temperatura diaria promedio ( $24\pm 3$  °C) y alta humedad relativa diaria ( $68\pm 11\%$ ). En este período comienzan las lluvias continuas y son frecuentes las tormentas eléctricas (máximo: 200 mL diarios). Predominan los vientos con dirección NE. Durante el otoño, la humedad relativa continúa alta ( $71\pm 11\%$ ), pero la temperatura promedio desciende ( $16\pm 5$  °C). Las precipitaciones diarias también disminuyen (máximo: 30 mL diarios) y el viento predominante también es NE. En invierno, la temperatura media diaria disminuye hasta  $13\pm 4$  °C, y los niveles de radiación actínica, radiación capaz de causar reacciones fotoquímicas, son bajos. En junio y julio, los vientos de baja velocidad son predominantemente del NE, la humedad relativa desciende ( $50\pm 11\%$ ) y las precipitaciones son escasas (máximo: 30 mL diarios) generando así condiciones para el desarrollo de una profunda capa de inversión que dura hasta alrededor del mediodía [24]. En agosto esta situación cambia radicalmente debido a fuertes vientos de dirección NE, N y S. La humedad relativa sigue siendo baja ( $50\pm 20\%$ ) y las precipitaciones muy escasas (máximo: 20 mL diarios). Hacia fines de Septiembre-Octubre comienzan a aumentar la humedad relativa ( $55\pm 20$ ), la temperatura ( $17\pm 7$ ) y las precipitaciones diarias (máximo: 70 mL diarios).

## 2.2 Espesor óptico de aerosoles (AOD) a partir del algoritmo MAIAC

Para realizar este estudio se utilizó el producto AOD del sensor MODIS del satélite Aqua (NASA) que se obtiene a partir de la implementación del algoritmo de corrección atmosférica MAIAC.

Las imágenes utilizadas en este estudio cubren la ciudad de Córdoba y alrededores (Figura 1) y fueron obtenidas por comunicación directa con el Dr. Lyapustin (NASA), ya que aún no se encuentran disponibles públicamente. Fueron utilizadas 4018 imágenes adquiridas por MODIS/Aqua (NASA), entre las 13 y 17 hs (hora local), abarcando el período 2003-2013.

### **2.3 Espesor óptico de aerosoles (AOD) de AERONET**

La evaluación del desempeño del algoritmo MAIAC se realizó a través de la comparación con valores de AOD medidos en superficie por la estación Córdoba-CETT de la red AERONET, que operó en el Centro Espacial de CONAE durante el período 2002-2010. AERONET (AErosol RObotic NETwork, en inglés) es un programa llevado a cabo por NASA y PHOTONS (PHOTométrie pour le Traitement Opérationnel de Normalisation Satellitaire; Univ. of Lille) que consiste en una red de fotómetros ubicados en la superficie terrestre distribuidos en distintas partes del mundo gracias a la colaboración de distintas instituciones. Mediante estos instrumentos se realizan mediciones de aerosoles, propiedades microfísicas y de radiación atmosférica a distintas longitudes de onda (340-1640 nm) para su aplicación en investigaciones/estudios sobre aerosoles atmosféricos y su caracterización, validación de información obtenida de los satélites. La base de datos es de dominio público y fácil acceso a través de la página web del programa [25].

Para este estudio, se obtuvieron los datos de AOD a 440 nm de longitud de onda con frecuencia horaria y nivel de procesamiento 2 de la estación AERONET Córdoba-CETT (31.52S-64.46°, Figura 1) para el período 2003-2010.

### **2.4 Análisis estadísticos**

La evaluación del desempeño del algoritmo MAIAC se realizó mediante la correlación lineal del AOD-MAIAC del píxel correspondiente a la estación Córdoba CETT y el AOD-AERONET correspondiente a  $\pm 30$  minutos la hora del barrido de AQUA, medido a 440 nm por ser el más cercano al AOD-MAIAC (447 nm).

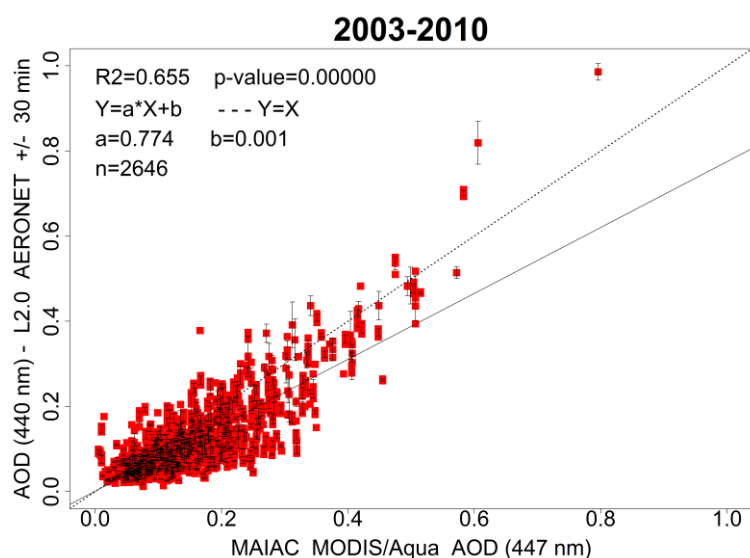
La variación espacio-temporal de la concentración de aerosoles se analizó realizando el promedio y desvío estándar de AOD píxel a píxel, para los años 2003, 2009, 2011 y 2013 y para cada una de las cuatro estaciones del año durante toda la serie temporal.

## **3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **3.1 Evaluación del desempeño del algoritmo**

Una de las formas más utilizadas en la bibliografía para evaluar el desempeño del algoritmo MAIAC y otros productos satelitales de aerosoles es su comparación con mediciones realizadas en las estaciones AERONET distribuidas por el mundo [21].

Los resultados obtenidos muestran una buena correlación entre los valores de AERONET y MAIAC ( $R^2=0,697$ ;  $p<0,005$ ; Figura 2) en nuestro área de estudio, evidenciando un buen desempeño del algoritmo en esta región.



**Figura 2.** AOD-AERONET (440 nm) vs AOD-MAIAC (447 nm)

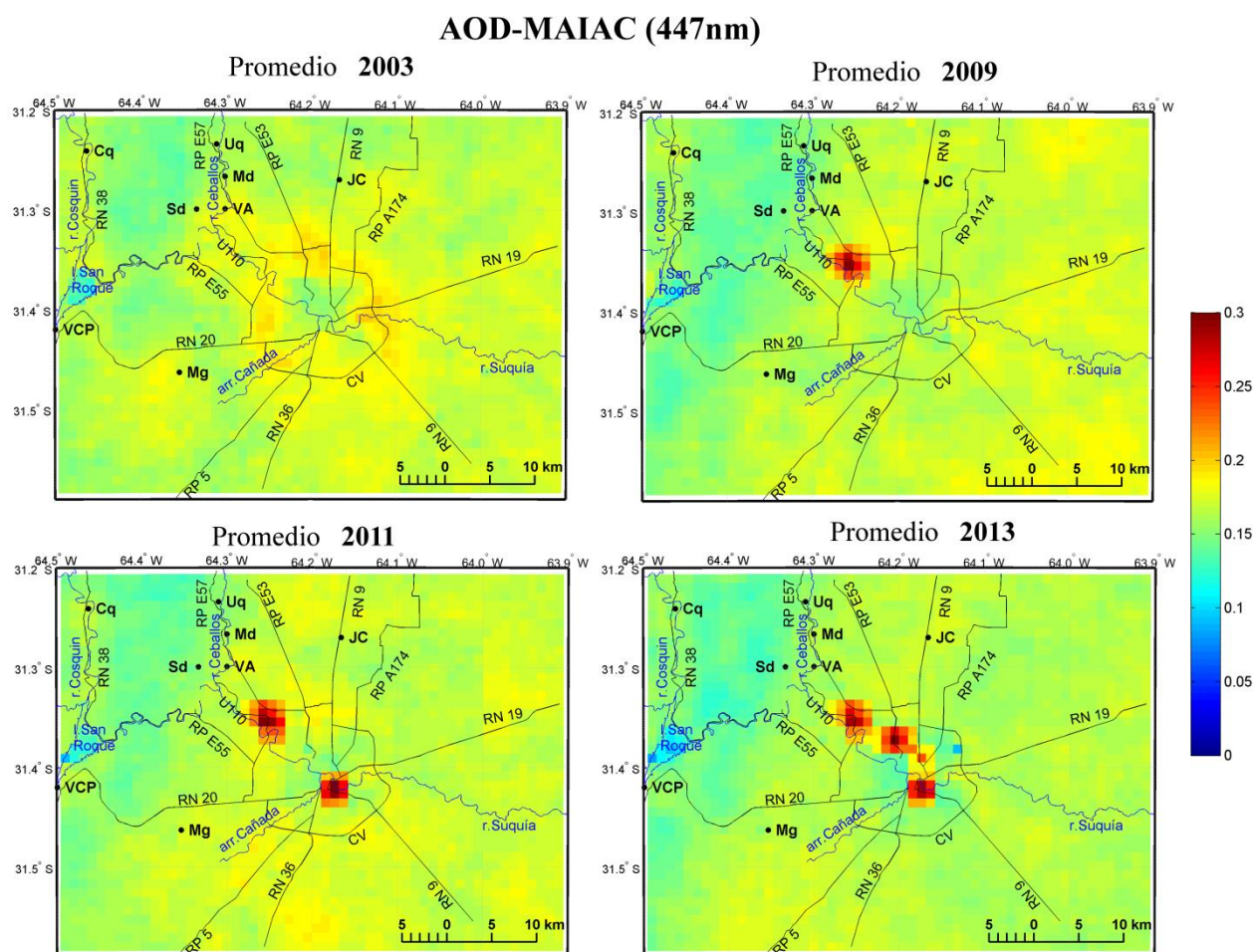
### 3.2 Análisis espacio-temporal anual de aerosoles

Los promedios anuales de AOD-MAIAC obtenidos para Córdoba entre los años 2003 y 2008 se encuentran en el rango 0,1-0,2. No se observan grandes diferencias entre un año y otro durante este período. Los valores más elevados de AOD se encuentran en áreas cercanas a las principales vías de circulación de tránsito: circunvalación (CV), rutas nacionales (RN) y provinciales (RP), con notable incremento en los accesos a la ciudad de Córdoba (RN9-CV, RN19-CV, RPE53-CV, RN36-CV; Figura 3), evidenciando el aporte del tráfico en la carga de aerosoles atmosféricos.

A partir del año 2009 se observa un incremento en el AOD respecto a años anteriores en el acceso a la ciudad desde el área de Sierras Chicas (rutas provinciales U110-Av. Ricardo Rojas y 57, a la altura de circunvalación) con valores en el rango 0,2-0,3 (Figura 3). Este incremento podría estar relacionado al gran crecimiento poblacional registrado en las localidades de Sierras Chicas (Mendiolaza: 144%, Salsipuedes: 53%, Villa Allende: 30%, entre 2001-2010) y el consecuente aumento del tránsito que circula hacia y desde la ciudad de Córdoba [23]. Por otro lado, la obra de ampliación de la RP U110 (de 1 a 3 carriles), que comenzó a principios de 2011 e incluyó la demolición de viviendas, también es una posible fuente de material particulado en la zona.

A partir del año 2010 se observa además un incremento del AOD en el centro de la ciudad, en el área correspondiente al barrio Nueva Córdoba. Hacia el año 2013, el área con valores de AOD mayores a 0,2 se extiende desde el centro hacia el nor-oeste de la ciudad (Figura 3). Este incremento de los aerosoles atmosféricos en Córdoba, en el período 2010-2013, podría estar relacionado con el notable incremento del parque automotor en la ciudad (92% entre 2002-2012) [26].





**Figura 3.** Promedio de AOD-MAIAC (447 nm) para los años 2003, 2009, 2011 y 2013 en la ciudad de Córdoba y alrededores (Mg: Malagueño, VCP: Villa Carlos Paz, Cq: Cosquín, Un: Unquillo, Md: Mendiolaza, VA: Villa Allende, JC: Juárez Celman, Sd: Saldán).

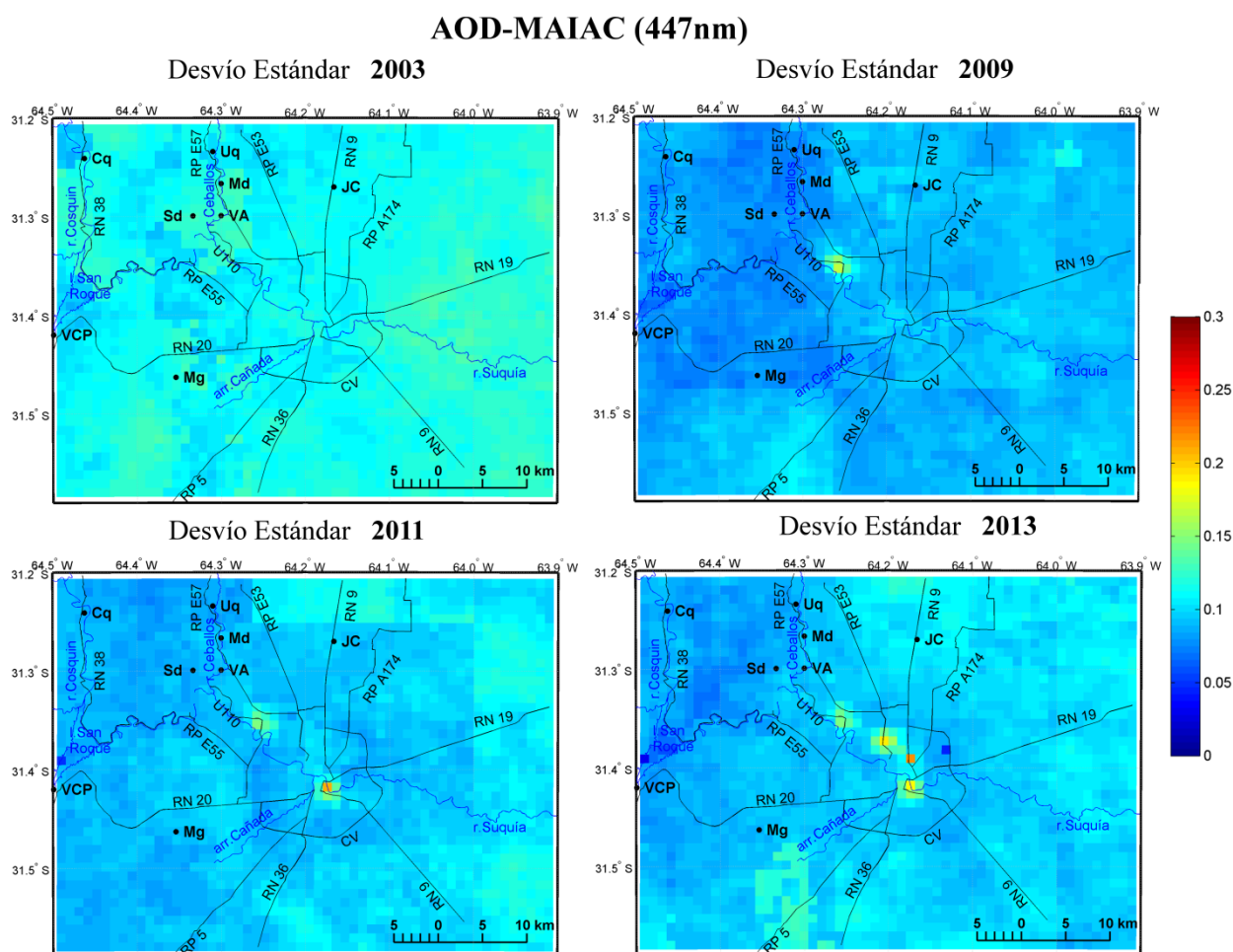
En la Figura 4 se muestra la desviación estándar de los valores AOD píxel a píxel para cada año. Se observa, en general, desvíos menores respecto los promedios anuales para toda la escena de estudio. En aquellos sitios donde el AOD se incrementa a lo largo del tiempo, como era de esperar, el desvío es mayor.

### 3.3 Análisis espacio-temporal estacional de aerosoles

En la Figura 5 se puede observar que durante los meses de verano (21 diciembre - 21 marzo), los valores más elevados de AOD (rango 0,15-0,25) se observan en las cercanías de las principales rutas del área de estudio, así como también en los accesos y centro de la ciudad de Córdoba. Cabe destacar el incremento de AOD, respecto de otoño por ejemplo, en los alrededores del Lago San Roque y en general en el Valle de Punilla (Villa Carlos Paz a Cosquín, RN 38) que durante el verano recibe una gran cantidad de turistas (20% del turismo



total del país).

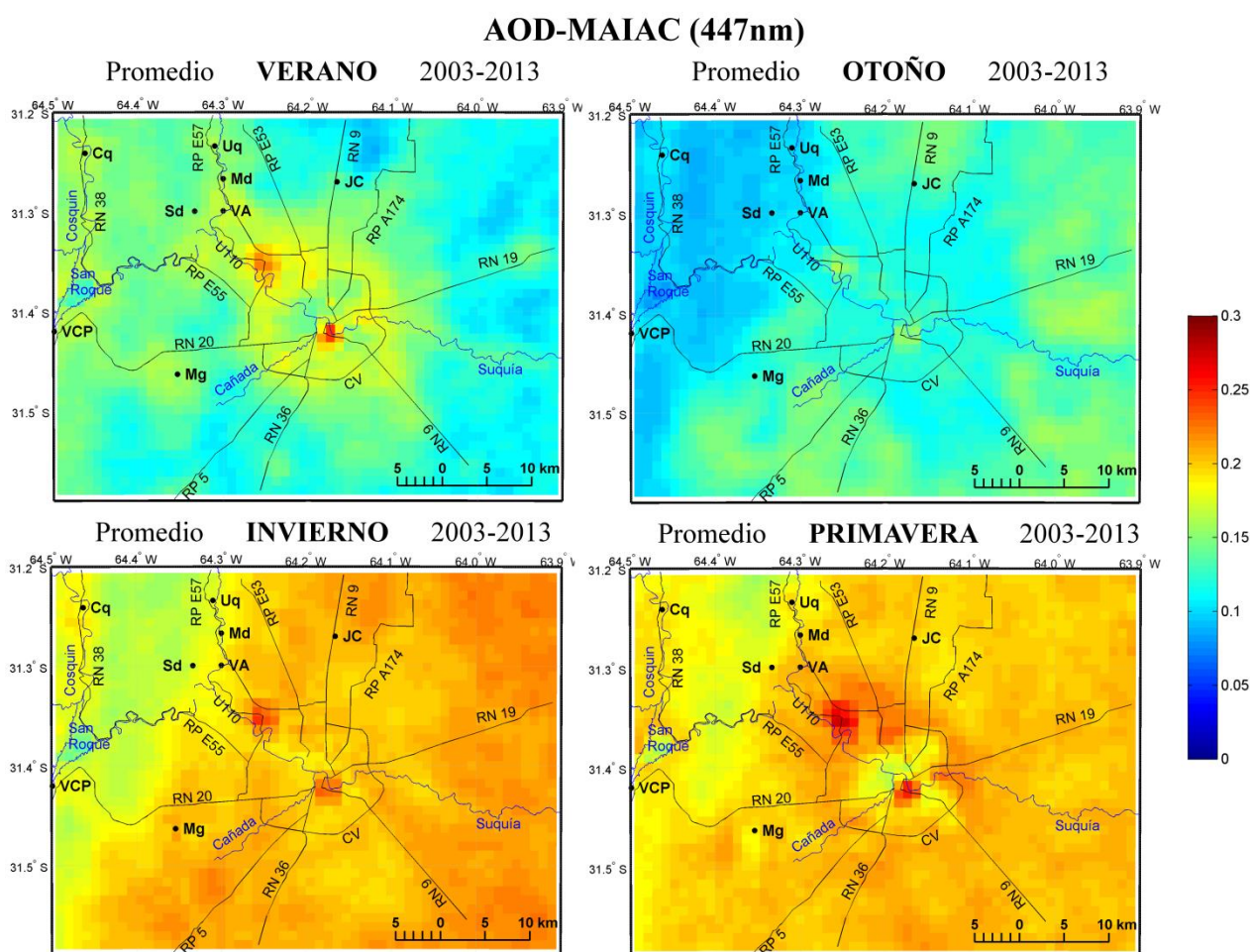


**Figura 4.** Desvío estándar de AOD-MAIAC (447 nm) para los años 2003, 2009, 2011 y 2013 en la ciudad de Córdoba y alrededores (Mg: Malagueño, VCP: Villa Carlos Paz, Cq: Cosquín, Un: Unquillo, Md: Mendiola, VA: Villa Allende, JC: Juárez Celman, Sd: Saldán).

En otoño (21 marzo-21 junio) el rango general de valores de AOD (0,07-0,17) en el área de estudio presenta valores máximos menores respecto al verano (0,08-0,25; Figura 5); posiblemente debido a una menor actividad fotoquímica en la atmósfera, a causa de la disminución de la temperatura. Durante este período del año, se observa en el Valle de Punilla, alrededor de las rutas principales y la ciudad de Córdoba una disminución del AOD respecto al verano. En cambio, el área rural presenta un incremento del AOD, evidenciando la importancia de algunas actividades agrícolas (p. ej.: la cosecha de soja, principal actividad del área, en Abril-Mayo) como fuente de aerosoles en la atmósfera.

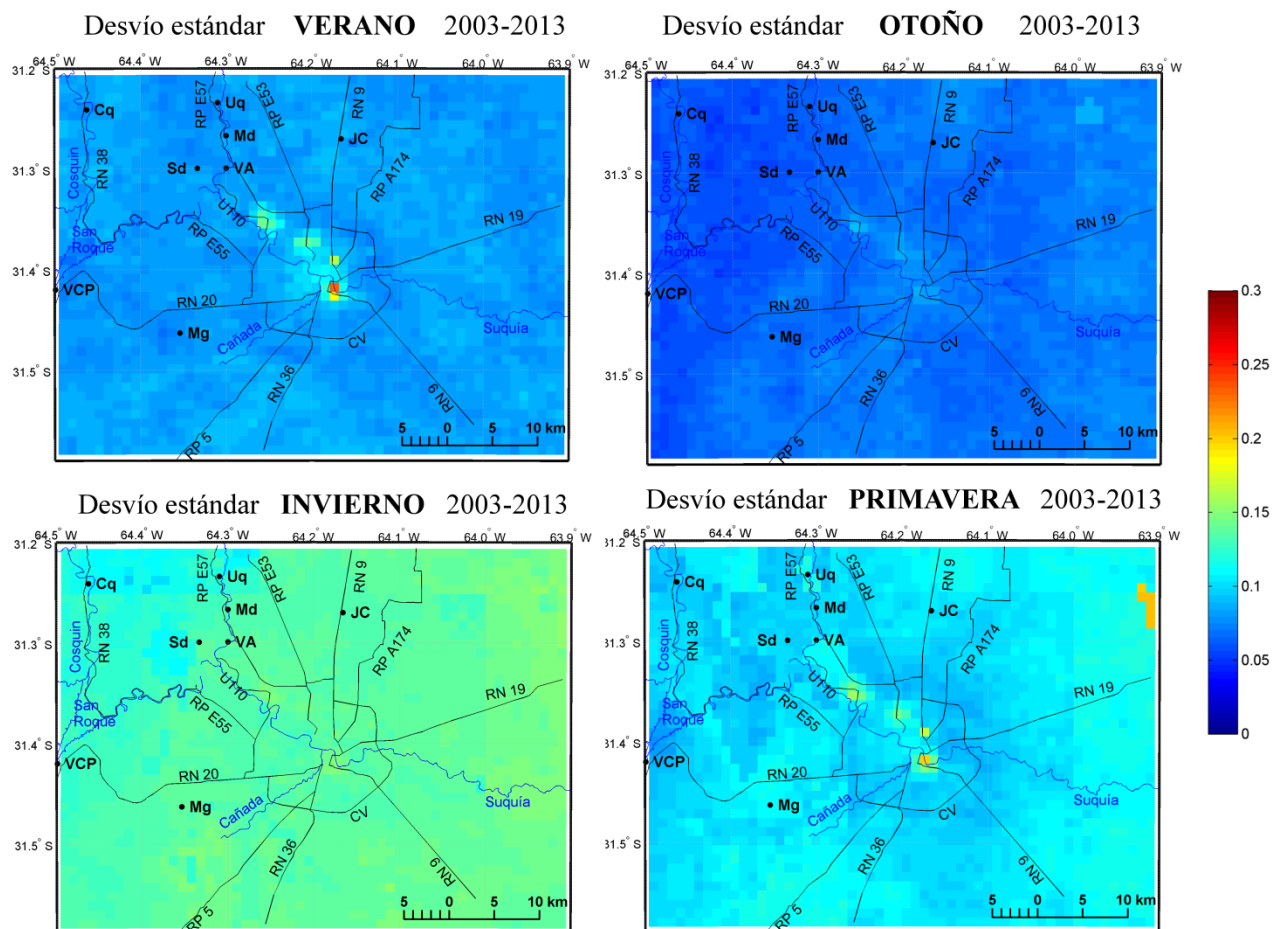
Tanto en Invierno (21 de Junio-21 de Septiembre) como en Primavera (21 septiembre-21 Diciembre) se observa un incremento generalizado del AOD en la ciudad de Córdoba y

alrededores con un rango de valores más elevado (0.14-0.24 y 0.15-0.27, respectivamente) y mayor variabilidad respecto a Verano y Otoño (Figuras 5 y 6). Entre Agosto-Octubre, los incendios en la provincia de Córdoba son muy frecuentes debido a la escasa precipitación y la mayor frecuencia e intensidad de los vientos que caracterizan este período. Ha sido demostrado que los incendios locales son una importante fuente de aerosoles atmosféricos en toda la región Sudamericana. Además, en algunas áreas, la contribución de material proveniente de los incendios ocurridos en otras áreas y transportados por los vientos es comparable al aporte de los incendios locales. En la estación seca, debido al patrón de circulación continental típico, se estima que más del 30% del AOD en Paraguay y norte de Argentina proviene de los incendios de las regiones Amazonia y Cerrado de Brasil [27].



**Figura 5.** Promedio estacional de AOD-MAIAC (447 nm) para toda la serie de tiempo (2003-2013) en la ciudad de Córdoba y alrededores (Mg: Malagueño, VCP: Villa Carlos Paz, Cq: Cosquín, Un: Unquillo, Md: Mendiolaza, VA: Villa Allende, JC: Juárez Celman, Sd: Saldán).

## AOD-MAIAC (447nm)



**Figura 6.** Desvío estándar estacional de AOD-MAIAC (447 nm) para toda la serie de tiempo (2003-2013) en la ciudad de Córdoba y alrededores (Mg: Malagueño, VCP: Villa Carlos Paz, Cq: Cosquín, Un: Unquillo, Md: Mendiolaza, VA: Villa Allende, JC: Juárez Celman, Sd: Saldán).

#### 4. CONCLUSIONES

En este trabajo se utilizó información satelital para caracterizar la variabilidad espacial de los aerosoles atmosféricos anual y estacionalmente para el período 2003-2013 sobre la ciudad de Córdoba y alrededores. Para ello se utilizaron imágenes diarias del parámetro *espesor óptico de aerosoles* (AOD), de 1 km de resolución espacial, obtenido a partir de un nuevo algoritmo genérico denominado *implementación de corrección atmosférica multi-ángulo* (MAIAC) para el sensor MODIS del satélite Aqua (NASA).

El algoritmo presentó un buen desempeño en este área y la resolución espacial de 1 km resultó adecuada para evaluar la variabilidad espacial de los aerosoles a escala urbana indicando que productos satelitales de este tipo pueden ser utilizados para el monitoreo de aerosoles en la atmósfera de Córdoba.

Los resultados obtenidos nos permiten concluir que existe una tendencia de incremento de los aerosoles en la ciudad a partir del año 2009 que coincide con el gran crecimiento del parque automotor (>90% en el período 2002-2012). Los valores más elevados de aerosoles se observan en el centro de la ciudad y hacia el área NO y en el acceso a las localidades de Sierras Chicas (p.ej.: Mendiolaza, Saldán, Unquillo) que han experimentado un gran crecimiento poblacional en este período.

Por otro lado, se ha observado una gran variabilidad estacional en la distribución espacial de los aerosoles que evidencia la influencia de las variables climáticas y el aporte de distintas actividades llevadas a cabo en el área (turismo, agricultura, etc) en la carga de aerosoles a la atmósfera. En verano, los valores más elevados de AOD se observan en las principales rutas y caminos evidenciando el aporte del tráfico, que es muy elevado en esta época del año debido al turismo. En otoño, los niveles de aerosoles en la ciudad bajan y se incrementan en el área rural. Esto podría deberse a actividades tales como la cosecha de soja, que se lleva a cabo en este período, y puede aportar grandes cantidades de material a la atmósfera. En invierno y primavera se observa un incremento generalizado de los valores de aerosoles respecto a verano y otoño que coincide con la época de incendios en la provincia de Córdoba y otras regiones de Sudamérica.

## REFERENCIAS

- [1] Harrison R. M. & Yin, J., "Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?", *Science of the total environment*. Vol. 249, pp. 85–101, (2000).
- [2] WHO: World Health Organization. "Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global Update 2005". WHO Press (2005).
- [3] Pope III C. A., Dockery D. W., "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect", *Journal of the Air & Waste Management Association*. Vol. 56, pp. 709–742, (2006).
- [4] Larrieu S., Jusot J.F., Blanchard M., Prouvost H., Declercq C., Fabre P., Pascal L., Le Tertre A., Wagner V., Rivière S., Chardon B., Borrelli D., Cassadou S., Eilstein D., Lefranc A., "Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: The PSAS program", *Science of The Total Environment*. Vol. 387, pp. 105–112, (2007).
- [5] Jerrett M., Burnett R.T., Ma R., Pope C.A., Krewski D., Newbold K.B, Thurston G., Shi Y. Finkelstein N., Calle E.E., Thun M.J. "Spatial Analysis of Air Pollution and Mortality in Los Angeles", *Epidemiology*. Vol. 16, pp. 727–736, (2005).
- [6] IARC- International Agency for Research on Cancer. "Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: Outdoor air pollution". Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. In press.
- [7] Shrey K., Suchit A., Deepika D., Shruti K., Vibha R., "Air pollutants: The key stages in the pathway towards the development of cardiovascular disorders", *Environmental Toxicology and Pharmacology*. Vol. 31, pp. 1–9, (2011).

- [8] Municipalidad de Bahía Blanca, Subsecretaría de Gestión Ambiental, Comité Técnico Ejecutivo (Ley 12.530). Programa Integral de Monitoreo Polo Petroquímico y Área Portuaria del Distrito de Bahía Blanca (2002-2005). SEXTA AUDITORÍA
- [9] Carreras, H.A.; Pignata M.L.; Saldiva, P.H.N., “In situ monitoring of urban air in Córdoba, Argentina using the Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) bioassay”, *Atmospheric Environment*, Vol. 40, pp. 7824–7830, (2006).
- [10] Lijteroff, R.; Cortinez, V.; Raba, J. “Urban Development and Air Quality in San Luis City, Argentina, Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 57(2), pp. 169-182, (1999)
- [11] Bilos, C.; Colombo, J.C.; Skorupka, C.N.; Rodriguez Presa, M.J.;C, “Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentina”, *Environmental Pollution*, Vol. 111, pp. 149-158, (2001).
- [12] Puliafito, S.E.; Allende, D. Patrones de emisión de la contaminación urbana. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, Vol. 42, pp. 38-56. (2007)
- [13] Bogo, H.; Otero, M.; Castro, P.; Ozafr!an, M.J.; Kreiner, A.; Calvo, E.J.; Negri, R.M., “Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city”, *Atmospheric Environment*, Vol. 37, pp. 1135–1147, (2003).
- [14] Kloog I., Koutrakis P., Coull B. A., Lee H. J. & Schwartz, J., “Assessing temporally and spatially resolved PM<sub>2.5</sub> exposures for epidemiological studies using satellite aerosol optical depth measurements”, *Atmospheric Environment*. Vol. 45, pp. 6267–6275, (2011).
- [15]García Ferreyra M.F., “Obtención de mapas de calidad de aire, a través de la implementación y primera aplicación del modelo de transporte químico CHIMERE sobre Argentina”, Tesis: Magíster en Aplicaciones Espaciales de Alerta y Respuesta Temprana a Emergencias, (2014).
- [16]Engel-Cox J. A., Holloman C. H., Coutant B. W. & Hoff, R. M., “Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality” *Atmospheric Environment*. Vol. 38, pp. 2495–2509, (2004)
- [17] Finlayson-Pitts, B. J. y Pitts, J. *Theory, experiments, and applications, in: Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*, primera edición, San Diego, Academic Press (2000).
- [18] Sorek-Hamer M., Strawa A.W., Chatfield R.B., Esswein R., Cohen A., Broday D.M., “Improved retrieval of PM<sub>2.5</sub> from satellite data products using non-linear methods”, *Environmental Pollution*. Vol. 182, pp. 417–423, (2013).
- [19] More, S., Pradeep Kumar, P., Gupta, P., Devara, P.C.S., Aher, G.R. , “Comparison of Aerosol Products Retrieved from AERONET, MICROTOPS and MODIS over a Tropical Urban City, Pune, India”, *Aerosol and Air Quality Research*. Vol. 13, pp. 107–121, (2013)
- [20] Chudnovsky A.A., Koutrakis P., Kloog I., Melly S., Nordio F., Lyapustin A., Wang Y., Schwartz J., “Fine particulate matter predictions using high resolution Aerosol Optical Depth (AOD) retrievals”, *Atmospheric Environment*. Vol. 89, pp. 189-198, (2014).
- [21] Lyapustin A. I., Wang Y., Laszlo I., Kahn R., Korkin S., Remer L., Levy R., Reid J.S., “Multi-angle implementation of atmospheric correction for MODIS (MAIAC): 2.Aerosol algorithm”, *Journal Of Geophysical Research-Atmospheres*. Vol. 116, (2011).

- [22] Lyapustin A., Wang Y, Laszlo I. Korkin S., “Improved cloud and snow screening in MAIAC aerosol retrievals using spectral and spatial analysis”, *Atmospheric Measurement Techniques*. Vol 5 (4), pp. 843-850, (2012)
- [23] INDEC. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. [www.indec.gov.ar](http://www.indec.gov.ar) (último acceso: 08/06/2015)
- [24] Olcese, L.E., Toselli, B.M. “Some aspects of air pollution in Córdoba, Argentina”, *Atmospheric Environment*. Vol 36, pp. 299–306, (2002).
- [25] Programa AERONET/NASA: <http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>
- [26] Municipalidad de Córdoba . “Córdoba, una ciudad en cifras. Guía Estadística de la Ciudad de Córdoba”. Julio 2012.
- [27] Videla, F.C., Barnaba, F., Angelini, F., Cremades, P., Gobbi, G.P. “The relative role of Amazonian and non-Amazonian fires in building up the aerosol optical depth in South America: A five year study (2005-2009)”, *Atmospheric research*. Vol. 122, pp. 298-309, (2013).



## INCIDENCIA DEL OJO SECO EN POBLACIONES EXPUESTAS A DIFERENTES CALIDADES DE AIRE

Gutiérrez, María. A. <sup>1,2</sup>; Ruiz, María E. <sup>3</sup>; Sedan, Daniela Y. <sup>1</sup>; Porta, Andrés A. <sup>4</sup>,  
Andrinolo, Darío <sup>1,2</sup>.

1: Cátedra de Toxicología  
Facultad de Ciencias Exactas - UNLP  
47 y 115  
mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, danielasedan@yahoo.com.ar

2: Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU)  
Facultad de Ciencias Exactas - UNLP  
50 y 115  
dandrinolo@yahoo.com

3: Control de Calidad de Medicamentos – Diseño de Experimentos  
Facultad de Ciencias Exactas - UNLP  
47 y 115  
eruiz@biol.unlp.edu.ar

4: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas - UNLP  
47 y 115  
aaporta@yahoo.com.ar

**Resumen.** *El ojo seco se describe como un desorden de la película lagrimal generado por una deficiencia en la producción de lágrima o por evaporación de la misma, que produce daños e incomodidad en la superficie ocular. Si bien su etiología es variada, se ha determinado que puede desencadenarse por factores ambientales. Los pacientes que presentan esta condición reportan picor, sensación de arenilla, sequedad ocular, enrojecimiento conjuntival, encandilamiento, etc. Existen cuestionarios validados para detectar esta condición, considerados indispensables en toda consulta optométrica/ofthalmológica. El Ocular Surface Disease Index (OSDI) y el McMonnies son dos ejemplos de ellos.*

*El objetivo del presente trabajo fue evaluar la relación de la incidencia del ojo seco en poblaciones expuestas a diferentes calidades de aire, determinando dicha incidencia mediante criterios tanto objetivos (examen ocular) como subjetivos (respuestas a los cuestionarios mencionados). Se trabajó para ello con 78 voluntarios: 34 de una zona industrial, y 44 de una zona urbana.*

*Los resultados mostraron diferencias significativas cuando la incidencia del ojo seco fue determinada por los dos criterios objetivos ( $p < 0,005$  en ambos casos), y no así cuando se aplicaron los criterios subjetivos ( $p > 0,25$  para ambos cuestionarios).*

**Palabras clave:** Ojo seco, contaminación atmosférica, OSDI, McMonnies.

## 1. INTRODUCCIÓN

El ojo seco es una enfermedad multifactorial de la película lagrimal y de la superficie ocular, causa síntomas de malestar, trastornos visuales e inestabilidad lagrimal con daño potencial en la superficie ocular. Esta enfermedad está acompañada por un aumento de la osmolaridad de la película lagrimal e inflamación de la superficie ocular [1].

La superficie ocular, incluye al epitelio húmedo superficial y glandular de la córnea, la conjuntiva, la glándula lagrimal, las glándulas lagrimales accesorias, el conducto nasolagrimal, la glándula de meibomio, y sus matrices apical y basal, unidos como en un sistema funcional tanto por la continuidad del epitelio, por inervación, como por los sistemas endocrino e inmune [2]. Las alteraciones de uno o varios de los componentes de este sistema o sus secreciones, resultan en cambios en la composición de la película lagrimal o de la superficie epitelial corneal, los cuales conducen a un aumento de la susceptibilidad a la desecación y al daño epitelial.

Debido a las diferentes estructuras que pueden ser afectadas y finalmente producir esta patología, es que su etiología es variada, pudiéndose clasificar en dos grandes grupos: los ojos secos generados por una deficiencia en la producción de lágrima; y los ojos secos generados por evaporación de la misma. A su vez, el ambiente exterior y laboral en el que se encuentre el individuo puede influir en el riesgo de desarrollar ojo seco. El término ambiente se utiliza en un sentido amplio, ya sea para incluir variaciones anatómo fisiológicas entre los individuos (frecuencia de parpadeo, apertura palpebral, etc.) como para las condiciones ambientales a las que se enfrenta (ocupacional y externo).

Para el análisis y el diagnóstico de la patología en cuestión se deben realizar diferentes análisis clínicos de rutina, dirigidos a valorar la estabilidad y la cantidad lagrimal, la capa lipídica y la integridad de la superficie ocular [3].

Por otra parte, debido a que el ojo seco es una enfermedad sintomática, también se utilizan cuestionarios validados internacionalmente por diferentes organizaciones de ojo seco, película lagrimal y superficie ocular. Los mismos se plantean como indispensables para el diagnóstico de esta afección. Entre ellos se encuentra el McMonnies [4], OSDI [5], NEI-VFQ [6], DEQ [7], entre otros.

Cabe destacar, sin embargo, que la enfermedad puede en ocasiones cursar de manera asintomática, ya sea por falta de síntomas o debido que el paciente ha sido capaz de naturalizarlos.

La estabilidad de la película lagrimal es un sello distintivo de un ojo normal, que frente a la presencia de contaminantes en el ambiente, puede variar y afectar la concentración de sus componentes [8]. Varios estudios demuestran la relación que existe entre la exposiciones de CO y MP<sub>2,5</sub> [9], de CO [10] y los síntomas y signos oculares que presenta la población que vive cerca de focos de contaminación, así como también los diferentes factores de riesgo en la prevalencia del ojo seco [11].

En nuestra zona existen relevamientos del material particulado, compuestos orgánicos volátiles, realizados por nuestro grupo de trabajo. En los mismos se estudiaron diferentes zonas, un polo industrial, una zona urbana y otra residencial. Los resultados de los últimos



años (2010-2012) muestran un aumento significativo de los niveles de MP<sub>10</sub> y en menor medida de MP<sub>2.5</sub> para la zona industrial, que superan los niveles guías estipulados por la OMS. Sumado a una mayor cantidad de compuestos hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) asociados al MP de ambas fracciones en la zona industrial [12,13], por esta razón, definimos nuestras dos zonas de estudio (zona industrial y zona urbana).

Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la relación de la incidencia del ojo seco en poblaciones expuestas a diferentes calidades de aire, determinando dicha incidencia mediante criterios tanto objetivos (examen ocular) como subjetivos (respuestas a los cuestionarios OSDI y McMonnies).

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1. Población de estudio**

Para estudiar la relación de la incidencia del ojo seco en poblaciones expuestas a diferentes calidades de aire se trabajó con 78 voluntarios de dos poblaciones de la ciudad de La Plata y alrededores con diferentes características ambientales: 34 voluntarios de una zona cercana al Polo Petroquímico de Ensenada (zona industrial) y 44 correspondiente a la ciudad de La Plata (zona urbana).

Todas las personas viven y trabajan en las zonas de estudio. Las edades de los voluntarios estaban dentro del rango de 18 a 62 años, y al momento del estudio ninguno de los participantes se encontraba bajo tratamiento médico con fármacos de ninguna clase. Una vez que los procedimientos fueron totalmente explicados a los voluntarios en lenguaje claro y sencillo para facilitar su comprensión, se obtuvo el consentimiento informado. El protocolo completo del presente trabajo había sido previamente aprobado por el Comité consultivo de la Universidad Nacional de La Plata.

### **2.2. Cuestionarios**

Se solicitó a los voluntarios que realizaran dos cuestionarios para detectar la condición de ojo seco de manera subjetiva. Estos fueron El Ocular Surface Disease Index (OSDI) [5] y el McMonnies (MM) [4,14]. Ambos cuestionarios contienen preguntas sobre la función visual, síntomas oculares y estímulos ambientales.

Las respuestas fueron valoradas según la bibliografía y se consideraron las respuestas del OSDI con valores  $\geq 12$  como sospecha de ojo seco (criterio subjetivo 1), mientras que valores  $\geq 10$  de la encuesta MM como posibilidad de ojo seco (criterio subjetivo 2) [15].

### **2.3 Examen del segmento anterior**

Para la evaluación del segmento anterior se realizaron diferentes pruebas destinadas a valorar diferentes aspectos de la película lagrimal:

### 1 Para evaluar la estabilidad de la película lagrimal

- Se realizó el tiempo de ruptura lagrimal (FBUT, por sus siglas en inglés). Para ello se utiliza 1 µl de fluoresceína sódica y se visualizó con biomicroscopio y luz cobalto [15,16].

### 2 Para evaluar la cantidad de lágrima

- Se utilizó el test de Schirmer I, el cual determina la cantidad de fracción acuosa basal y refleja de la lágrima [17].
- También se determinó la altura del menisco lagrimal y el perfil del mismo con biomicroscopio [18]. Alturas menores a 0,2 mm indican una cantidad reducida de fluido lagrimal. Además un menisco uniforme es indicativo de un ojo sano mientras que uno ondulado o discontinuo da indicio de un ojo seco.

### 3 Para evaluar la capa lipídica

- Se observó la disfunción de las glándulas de meibomio (DGM) a través de la expresión digital con biomicroscopio [19]. Este examen valora el tipo de secreción de estas glándulas, siendo una secreción transparente característica de un ojo sano, mientras que una secreción cerosa con o sin bloqueo total es predominante en los casos de disfunción grave.
- También se valoraron las distintas imágenes interferométricas con biomicroscopio [20], para determinar el patrón lipídico. Patrones coloreados suelen encontrarse en ojo seco.

### 4 Para evaluar la superficie ocular

- Se valoró la tinción conjuntival y corneal con fluoresceína al 1% y observándolo con un filtro Wratten 12 [21]. Permite visualizar la tinción conjuntival y corneal, así como también los pliegues conjuntivales paralelos al parpado (LIPCOF, por su abreviación en inglés) [22].

## 2.4 Criterios de ojo seco

Es importante destacar que, debido a la etiología del ojo seco, no existe una única prueba clínica que por sí sola sea suficiente para su diagnóstico. Es por ello que se tomaron dos criterios objetivos de evaluación. El criterio 1 (CRT 1) considera a pacientes con ojo seco cuando Schirmer  $\leq 10$  mm/ 5 min y FBUT  $< 10$  s. Por su parte, el criterio 2 (CRT 2) tiene en cuenta el Schirmer, el FBUT, el patrón lagrimal, la tinción conjuntival con fluoresceína y LIPCOF, y considera que teniendo al menos 3 de estas pruebas con valores fuera de rango normal, el paciente presenta ojo seco.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Zonas de estudio y diferentes criterios para diagnosticar ojo seco

	Zona	n	CRT 1	CRT 2	OSDI	MM
<i>ojo normal</i>	Industrial	34	26	14	27	22
<i>ojo seco</i>			8	20	7	12
<i>ojo normal</i>	Urbano	44	43	32	39	32
<i>ojo seco</i>			1	12	5	12
<i>Total</i>		78	78	78	78	78

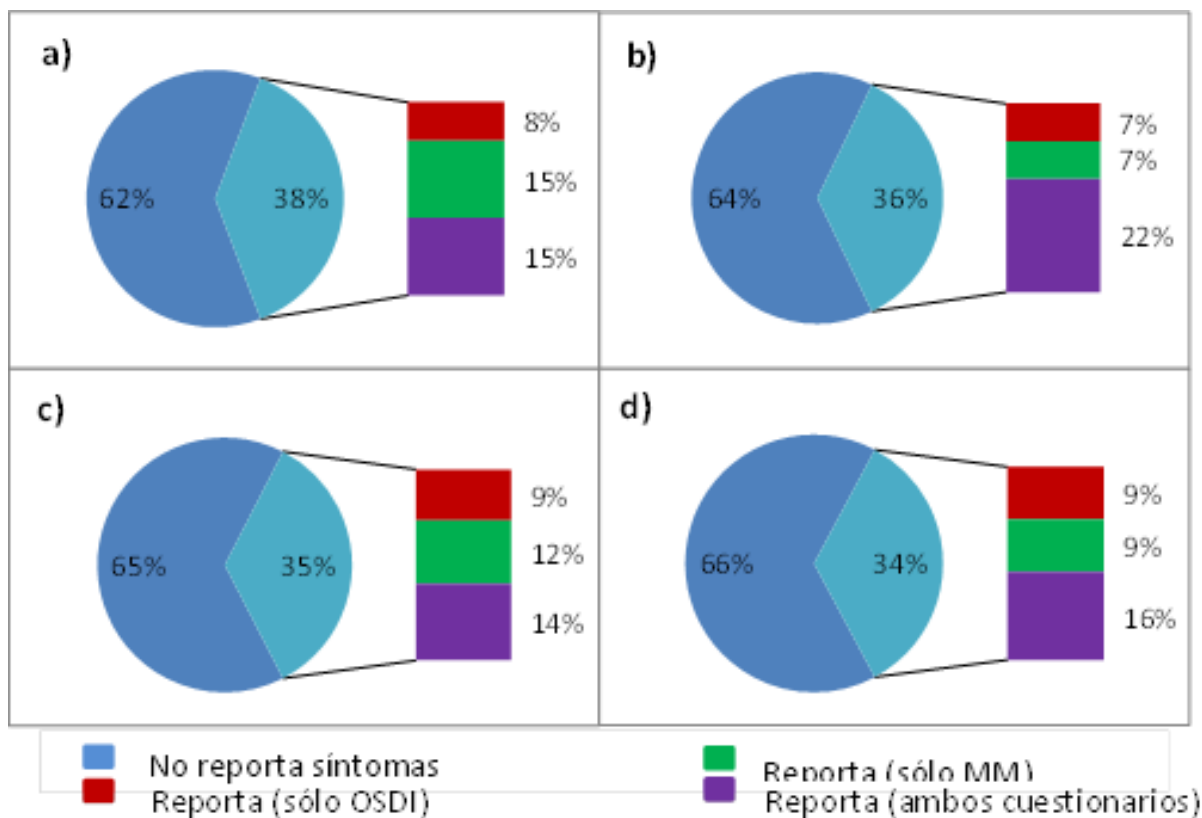
**Tabla 1.** Datos de casos de ojo seco y normal, frente a dos criterios objetivos (CRT 1 Y CRT 2) y dos subjetivos (OSDI y MM)

Los resultados mostraron diferencias significativas entre las zonas consideradas cuando la incidencia del ojo seco fue determinada por los dos criterios objetivos ( $p < 0,005$  en ambos casos), y no así cuando se aplicaron los criterios subjetivos ( $p > 0,25$  para ambos cuestionarios).

#### 3.2. Sintomatología y ausencia de ojo seco

Al evaluar la presencia o no de sintomatología en los voluntarios clasificados dentro del grupo “ojo normal” acorde a los criterios objetivos (CRT 1 y CRT2), es decir quienes no padecían de ojo seco, obtuvimos resultados similares en ambas zonas de estudio. Los mismos se muestran en la figura siguiente.

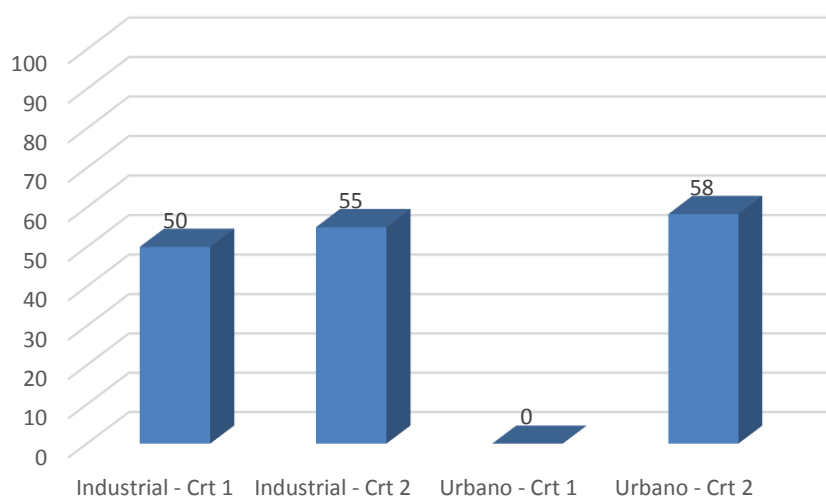
Como visualizamos en la figura 1, sin importar la zona y el criterio objetivo de clasificación de los voluntarios, alrededor de un 35% de los pacientes que no presentan ojo seco (considerados normales) reportan síntomas a través de al menos uno de los cuestionarios.



**Figura 1.** Reporte de sintomatología de pacientes que presentaron un ojo normal frente a dos criterios objetivos a) pacientes de la zona industrial con ojo normal por el CRT 1; b) pacientes de la zona industrial con ojo normal por el CRT 2; c) y d) pacientes de la zona urbana con ojo normal por el CRT1 y CRT2, respectivamente. En cada caso se clasificó si reportaban (celeste) o no (azul) sintomatología.

### 3.3. Sintomatología y ojo seco

De la misma forma se evaluó la presencia o no de sintomatología en los pacientes que por CRT 1 y CRT 2 presentaron ojo seco (ambas zonas, ambos criterios), lo que se muestra en la Figura 2.



**Figura 2.** Porcentaje de pacientes con ojo seco que no reportan síntomas. Se diferencian zonas de estudio (I y U) y el criterio utilizado para la detección del ojo seco (CRT1 y CRT2).

#### 4. DISCUSIÓN

Según los monitoreos que nuestro grupo de trabajo realiza en forma periódica desde 10 años en las dos zonas geográficas incluidas en el presente trabajo (Industrial y Urbana), las calidades de aire son diferentes en cuanto a sus niveles de material particulado, COVs, y HAPs [12,13,23]. Precisamente fue debido a dichas diferencias que se seleccionaron estas dos poblaciones para la evaluación de la incidencia de ojo seco. Los resultados encontrados indican que la incidencia de esta patología presenta diferencias significativas entre ambas zonas cuando se la diagnostica por los dos criterios objetivos CRT 1 y CRT 2 ( $p < 0,005$  en ambos casos), y no así cuando se la diagnostica con los criterios subjetivos (OSDI y MM) ( $p > 0,25$  para ambos cuestionarios). Según los documentos elaborados en el taller internacional de ojo seco (DEWS) en el 2007, en donde se hace una recopilación bibliográfica sobre distintas técnicas para el diagnóstico de ojo seco, y se concluye que la sensibilidad de la técnica Schirmer I es de 83%, mientras que para el FBUT la sensibilidad es de 72%, y el valor predictivo positivo (PPV, es decir la probabilidad de padecer realmente de ojo seco entre los que tienen un resultados positivo) es de 31% y 25% respectivamente, cuando las pruebas se realizan de manera separada. No obstante, el mismo trabajo informa que el MM tiene una sensibilidad de 98% y una PPV 85% [24].

De nuestros resultados podemos inferir en que las diferencias encontradas entre el CRT 2 y el CRT 1, se deben a una mayor sensibilidad del CRT 2, aunque su eficacia sea menor que la del CRT 1. En cuanto a los criterios subjetivos podemos decir que MM resultó más sensible que OSDI.

De nuestros resultados podemos inferir que las diferencias encontradas entre el CRT 2 y el CRT 1, se deben a una mayor sensibilidad del CRT 2, aunque su eficacia sea menor que la del CRT 1. En cuanto a los criterios subjetivos podemos decir que MM resultó más sensible que

## OSDI.

De los voluntarios que presentaban ojos normales por ambos criterios (CRT 1 y CRT 2) y en ambas zonas, se encontró que aproximadamente el 35% reportaba sintomatología a pesar de no poseer las manifestaciones clínicas de la patología en cuestión (36 - 38% para la zona industrial, y 34-35% para la zona urbana). Esto refleja que, independientemente del criterio objetivo utilizado, la proporción de casos que poseen síntomas es similar en ambas zonas. Por otro lado, muestra que los síntomas de irritación ocular, o alteraciones visuales son relativamente comunes, lo que se encuentra en concordancia con lo encontrado en un estudio previo donde se valoró la sintomatología reportada a través de cuestionarios de ojo seco en usuarios y no usuarios de lentes de contacto [25].

Ahora cuando evaluamos la cantidad de pacientes que presentaban ojo seco por CRT 1 y CRT 2, y lo relacionamos con el reporte de síntomas de al menos uno de los cuestionarios, se aprecia que en la zona industrial los valores van del 50 – 55% y los de la zona urbana 0-58%. Cabe aclarar que el valor 0 para la zona urbana corresponde a un solo caso de ojo seco, el cual no reportó síntomas

Se ve que al menos el 50% de los voluntarios que presentaron ojo seco reportaron sintomatología, lo que se condice con lo reportado en otros estudios, en donde se encuentra una baja correlación entre signos y síntomas. Entre los posibles motivos o explicaciones, se puede mencionar la baja repetitividad de los test utilizados en el diagnóstico [21], a la presencia de un grado de ojo seco menos severo o episódico.

En casos leves de ojo seco, se recomienda el uso de lubricantes oculares que disminuyen los síntomas, mejoran la superficie corneal y aumentan el FBUT, principalmente aquellos que contienen hialuronato de sodio [26–28]. Es por ello que en los casos leves el diagnóstico temprano se convierte en un aspecto clave para mejorar la calidad de vida de los pacientes. Creemos que, por lo expuesto hasta aquí, el CRT 2 es la herramienta adecuada para la detección temprana de ojo seco, debido a su mayor sensibilidad.

## 5. CONCLUSIONES

Las diferencias locales de calidad del aire, actividades laborales y diversas situaciones socio culturales hacen que las poblaciones posean distinto riesgo a tener ojo seco. Es necesario profundizar en las características ambientales de cada localidad y región a fin de desarrollar políticas sanitarias preventivas.

En este sentido en la detección de la patología de ojo seco los cuestionarios son una herramienta útil para su diagnóstico, sin embargo es recomendable emplearlos en forma conjunta con alguna prueba objetiva. A su vez a la hora de seleccionar el método objetivo por el cual se va a diagnosticar la patología es recomendable utilizar una mayor cantidad de pruebas objetivas para poder seleccionar criterios más sensibles, que aseguren la inclusión de casos incipientes y leves, cuyo tratamiento es sencillo y proporciona a los voluntarios una mejor calidad de vida.

## 6 . REFERENCIAS

- [1] Dews. “The Definition and Classification of Dry Eye Disease : Report of the Definition and Classification Subcommittee of the International DEWS”. *Ocul Surf.* Vol. **5**, pp.75–92. (2007).
- [2] Gipson IK. “The ocular surface: The challenge to Enable and Protect Vision”; *Invest Ophthalmol Vis Sci.* Vol. **48(10)**, pp. 4390–4398. (2007).
- [3] Novaes P, Hilário do Nascimento Saldiva P, Matsuda M, Macchione M, Peres Rangel M, Kara-José N, et al. “The effects of chronic exposure to traffic derived air pollution on the ocular surface”. *Environ Res*; Vol.**110**, pp. 372–4. (2010).
- [4] McMonnies CW. “Key questions in a dry eye history”. *J Am Optom Assoc.* Vol. **57**, pp. 512–7. (1986).
- [5] Schiffman R M Christianson, M D. “Reliability and validity of the ocular surface disease index”. *Arch Ophthalmol.* Vol. **118**, pp. 615–21. (2000).
- [6] Mangione, C M, Lee, P P, Pitts, J, Al, Et. “Psychometric properties of the national eye institute visual function questionnaire (nei-vfq)”. *Arch Ophthalmol.* Vol. **116**, pp. 1496–504. (1998).
- [7] Begley CG, Chalmers RL, Abetz L, Venkataraman K, Mertzanis P, Caffery BA, et al. “The Relationship between Habitual Patient-Reported Symptoms and Clinical Signs among Patients with Dry Eye of Varying Severity”. *Invest Ophthalmol Vis Sci*; Vol. **44**, pp. 4753–61. (2003).
- [8] M. A. Gutiérrez, D. Sedan, M. A. Serradell, M. Orte, A. Porta DA. “Análisis de la composición preteínica en lagrimas de poblaciones expuestas a la contaminación aérea por material particulado en zonas urbanas e industriales”. *Contam. Atmos. e hídrica en Argentina*, Vol. II. *Contrib. del IV Congr. Proimca y II Congr. Prodeca. PULIAFITO*, pp. 549–56, (2013).
- [9] Siddiqui AR, Lee K, Gold EB, Bhutta Z a. “Eye and respiratory symptoms among women exposed to wood smoke emitted from indoor cooking: a study from southern Pakistan”. *Energy Sustain Dev.* Vol. **9**, pp. 58–66. (2005).
- [10] Ellegård A. “Tears while Cooking: An Indicator of Indoor Air Pollution and Related Health Effects in Developing Countries”. *Environ Res.* Vol.**75**, pp. 12–22. (1997).
- [11] Sahai A, Malik P. “Dry eye: prevalence and attributable risk factors in a hospital-based population”. *Indian J Ophthalmol* Vol. **53**, pp. 87–91. (2005).
- [12] M. Orte, JE. Colman Lerner, N. Arrieta, D. Giuliani, N. Matamoros, V. Sachetto JRA y AP. “Estudio del material particulado y contaminantes asociados en el aire ambiente de La Plata y alrededores”. *Contam. atmosférica e hídrica en Argentina*. Vol. II. *Contrib. del 4º Congr. PROIMCA y 2º Congr. PRODECA.*, (2013).
- [13] Cianni N, Aguilar M, Massolo L, Colman E, Müller A, Matamoros N, et al. “Calidad del aire en zonas urbana e industrial y patología respiratoria en niños”. *Mesa Redonda En I Congreso Internacional de Toxicología de la Infancia y la adolescencia XVI Junio 2009*, Puerto Madryn, Patagon Argentina (2009).
- [14] McMonnies C, Ho A, Wakefield D. “Optimum dry eye classification using questionnaire responses”. *Adv Exp Med Biol*; Vol. **438**, pp. 835–8. (1998).

- [15] Dews. “Methodologies to Diagnose and Monitor Dry Eye Disease: Report of the Diagnostic Methodology Subcommittee of the International Dry Eye Work Shop Subcommittee of the International Dry Eye Work Shop”. *Ocul Surf.* Vol. **5**, pp. 108–152, (2007).
- [16] Vitali C, Moutsopoulos HM, Bombardieri S. “The European Community Study Group on diagnostic criteria for Sjogren’s syndrome. Sensitivity and specificity of tests for ocular and oral involvement in Sjogren’s syndrome”. *Ann Rheum Dis.* Vol. **53**, pp. 637–47. (1994).
- [17] Van Bijsterveld OP. “Diagnostic tests in the Sicca syndrome”. *Arch Ophthalmol.* Vol. **82**, pp 10-14. (1969).
- [18] Mainstone JC, Bruce AS, Golding TR. “Tear meniscus measurement in the diagnosis of dry eye”. *Curr Eye Res.* Vol. **15**. pp.653–61 (1996).
- [19] Bron AJ, Benjamin L, Snibson GR. “Meibomian gland disease. Classification and grading of lid changes”. *Eye (Lond).* Vol. **5** ( Pt 4), pp.395–411. (1991).
- [20] Yokoi N, Takehisa Y, Kinoshita S. “Correlation of tear lipid layer interference patterns with the diagnosis and severity of dry eye”. *Am J Ophthalmol.* Vol. **122**, pp.818–24, (1996).
- [21] Nichols KK, Mitchell GL, Zadnik K. “The repeatability of clinical measurements of dry eye”. *Cornea.* Vol. **23**, pp. 272–85. (2004).
- [22] Höh H, Schirra F, Kienecker C, Ruprecht KW. “Lid-parallel conjunctival folds are a sure diagnostic sign of dry eye”. *Ophthalmologe.* Vol. **92**, pp. 802–8. (1995).
- [23] Massolo L, Rehwagen M, Porta A, Ronco A, Herbarth O, Mueller A. “Indoor–outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas”. *Environ Toxicol.* Vol. **25**, pp. 339–49. (2010).
- [24] Dews MDD, Gho Q, Gh S, Gho L, Gh F, Anthony L, et al. “Metodologías para Diagnosticar y Supervisar la enfermedad del ojo seco”. *Ocul Surf.* Vol. **5**, pp.112-157. (2007).
- [25] Begley CG, Chalmers RL, Mitchell GL, Nichols KK, Caffery B, Simpson T, et al. “Characterization of ocular surface symptoms from optometric practices in North America”. *Cornea.* Vol. **20**, pp. 610–8. (2001).
- [26] Aragona P, Papa V, Micali A, Santocono M, Milazzo G. “Long term treatment with sodium hyaluronate-containing artificial tears reduces ocular surface damage in patients with dry eye”. *The British journal of ophthalmology.* Vol. **86**, pp. 181-184 (2002)
- [27] Johnson ME, Murphy PJ, Boulton M. “Effectiveness of sodium hyaluronate eyedrops in the treatment of dry eye”. *Graefe’s Arch Clin Exp Ophthalmol.* Vol. **244**, pp. 109–12. (2006).
- [28] Johnson ME, Murphy PJ, Boulton M. “Carbomer and sodium hyaluronate eyedrops for moderate dry eye treatment”. *Optom Vis Sci.* Vol. **85**, pp.750–7. (2008)



## DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE METALES PESADOS EN LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA

Lucchi, Leandro D.<sup>1</sup>; Vega Sergio D.<sup>1</sup>; Pagani Marcia V.<sup>1</sup>; Da Rodda, Constanza<sup>1</sup>;  
Perez César<sup>1</sup>

1: Grupo del Comité Técnico Ejecutivo  
Municipalidad de Bahía Blanca  
Av. San Martín 3474 – (8103)  
Ingeniero White – Bahía Blanca

E-mail: cte.monitor3@bb.mun.gba.gov.ar; Web: <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/>

**Resumen.** *La zona interna del estuario de Bahía Blanca es el cuerpo receptor de los efluentes líquidos industriales del área petroquímica y portuaria, de las descargas cloacales de la ciudad y de cursos naturales. Desde el año 2002 el Comité Técnico Ejecutivo realiza el monitoreo del mismo y sus afluentes de manera programada. La determinación de metales pesados es uno de los puntos de mayor interés debido a la toxicidad que ellos presentan. Este trabajo tiene como objetivo estudiar la deposición atmosférica como una potencial fuente de aporte de metales pesados al estuario, y que aún no ha sido evaluada. Los metales analizados fueron cadmio, cromo, cobre, níquel plomo y zinc. Los valores de deposiciones medias obtenidos fueron, cadmio: 0,093; cromo: 1,53; cobre: 67,44; níquel: 1,38; plomo: 37,46 y zinc: 67,52, todos ellos expresados en (mg/m<sup>2</sup>/año).*

**Palabras clave:** deposición atmosférica, metales pesados, Bahía Blanca.

### 1. INTRODUCCIÓN

El Comité Técnico Ejecutivo de la Municipalidad de Bahía Blanca, fue creado por la Ley 12530 en el año 2001, con el objetivo de llevar adelante un Programa Especial para la Preservación y Optimización de la Calidad Ambiental, a través del monitoreo y control de emisiones gaseosas y efluentes líquidos de origen industrial, sobre las empresas que se encuentran radicadas en la zona denominada “Polo Petroquímico y Área Portuaria” de la ciudad de Bahía Blanca.

El Polo Petroquímico es uno de los ámbitos territoriales del país estratégicamente mejor ubicado, con acceso vial y marítimo de privilegio para la comercialización de sus productos y con ventajas competitivas en la disponibilidad de materias primas.

Las empresas aquí radicadas desarrollan diversas actividades productivas de gran importancia para las economías bahiense, bonaerense y nacional, tales como: refinado del petróleo; producción de etileno, polietilenos, PVC; producción de fertilizante (urea); producción de

soda cáustica, y amoníaco; almacenamiento, despacho y procesamiento de cereales (soja, girasol, trigo, maíz). Este diverso panorama productivo está necesariamente asociado a una amplia y compleja variedad de materiales (materias primas y productos), y de desechos de procesos (residuos sólidos, líquidos y gaseosos).

Es por ello que, el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) lleva adelante desde el año 2002 un **Programa de Monitoreo y Vigilancia de la calidad ambiental del estuario de Bahía Blanca** [1]. Este estuario es cuerpo receptor de los efluentes líquidos industriales del área petroquímica y portuaria, de las descargas cloacales de la ciudad y de los cursos naturales de la región. Este programa se realiza en conjunto con el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO - Conicet), encargado de realizar los monitoreos y determinaciones analíticas sobre las muestras tomadas. Los resultados de estos monitoreos, han demostrado la presencia de niveles de metales pesados en agua y sedimentos del estuario durante todos los años de ejecución.

Los metales de interés en el programa son: cadmio, plomo, níquel, cobre, cromo y zinc. Muchos de ellos son constituyentes de catalizadores, se presentan en aleaciones, o en soluciones para tratamiento de efluentes. La concentración de estos metales en las descargas líquidas de las empresas controladas, es baja, inclusive muchas veces los resultados arrojan valores menores al límite de detección. A pesar de ello, las concentraciones de metales en el estuario se han mantenido relativamente estables a lo largo del tiempo, tanto en aguas como en sedimentos. Durante algunos años los ligeros incrementos detectados en el agua del estuario, no han podido corresponderse con los niveles de metales en las descargas industriales, cloacales y pluviales, razón por la cual se atribuiría este incremento a un posible origen atmosférico [2]. Esta hipótesis se refuerza al considerar aquellos metales en donde sus concentraciones han resultado elevadas en todos los sitios de monitoreos, sugiriendo un ingreso multipuntual difuso o atmosférico de metales al estuario. Por esta razón, se inició un programa de Monitoreo de la Deposición Atmosférica, para determinar la tasa de deposición anual de metales para la ciudad de Bahía Blanca y poder estimar el impacto de esta fuente con el aporte de metales al agua y sedimento del estuario. Este es un primer monitoreo preliminar de tipo *screening*, que permitirá establecer las bases para ampliar y dar continuidad a los monitoreos en relación al transporte atmosférico de sustancias contaminantes.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Técnica de Muestreo

Se adoptó como técnica de muestreo, el Método Estándar para la Recolección y Medición de la Precipitación de Polvo (Material Particulado Sedimentable), descrito por la Norma ASTM D 1739-98, con una modificación al mismo, consistente en un período de muestreo de 90 días. Durante un año – abril/2013 a marzo/2014 –, se realizó el muestreo de manera coincidente con las estaciones climáticas del año (muestreo trimestral), para caracterizar el material particulado en función de estas variables, teniendo presente las condiciones predominantes del viento.

Los recipientes utilizados para la recolección de la muestra eran de PVC, de un diámetro interno de 15,35 cm, ubicado a 2 metros sobre el nivel del suelo. Cumplido cada trimestre de muestreo, las paredes del recipiente y el fondo eran removidos con cepillo de cerdas, y

enjuagados con agua tridestilada, que se recolectaba en frascos de vidrio color caramelo y se almacenaban acondicionadas en heladera hasta su procesamiento analítico.

## **2.2 Técnica analítica**

### **Pretratamiento:**

Las muestras compuestas por agua y sólidos sedimentados, fueron llevadas a sequedad en estufa (40 °C). Luego, el residuo seco total disponible para cada muestra fue tratado con un digestor de microondas MARS-5 de última generación, CEM Corporation, USA (modelo 2011), empleando ácido nítrico pro-análisis Merck, según norma USEPA SW-3052 (potencia: 400 W; Presión (máx.): 800 psi; Temperatura (máx): 200 ° C; tiempo: 15 min. El ácido utilizado fue previamente ultrapurificado (sub- boiled) mediante un destilador Berghof Distillacid BSB-939-IR, GmbH, Alemania, (modelo 2012) [3].

### **Análisis químico/ Instrumental:**

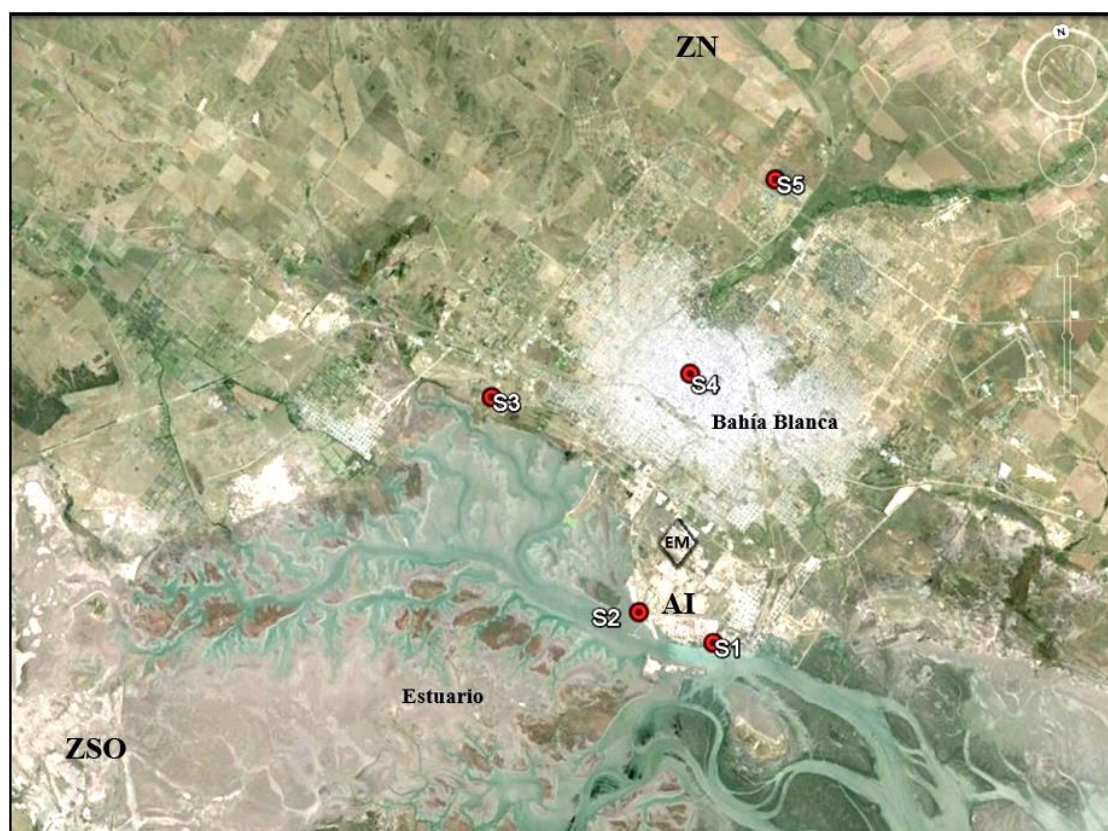
Las determinaciones de metales fueron realizadas utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES), Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución (modelo 2010) según norma EPA 200.7.

Los análisis se hicieron por el método de calibrado acuoso externo. En todos los casos se utilizaron patrones/ estándares certificados Chem-Lab, Zedelgem B-8210, Bélgica.

La técnica analítica descripta, fue realizada por el Laboratorio de Análisis Químico del Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida, dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Lanaqui-Cerzos-Conicet) [4].

## **2.3 Área de Estudio**

Los muestreos se realizaron en 5 sitios de la ciudad, 3 de ellos sobre la costa norte del estuario, 1 en el ejido urbano, y otro ubicado en las afueras de la ciudad en la zona norte, vientos arriba de la dirección predominante de vientos para la ciudad. En la siguiente figura, se puede observar la distribución de los diferentes sitios de muestreo.



**Figura 1:** Ubicación de los sitios de muestreo (S1, S2, S3, S4 y S5), la estación meteorológica (EM) y las áreas de muestreo de suelos del partido de Bahía Blanca (AI, ZSO y ZN).

Los sitios S1 y S2, se ubicaron sobre la costa norte del estuario, y linderos al sector del Polo Petroquímico y Área Portuaria, para evaluar posibles aportes de tipo industrial que pudieran desplazarse vía atmosférica. El sitio S3, también sobre la zona norte del estuario pero en un área más interna del mismo, y hacia el oeste de la ciudad, menos industrializada. El sitio S4, se estableció en el centro de la ciudad para evaluar los aportes antropogénicos, especialmente los ligados al transporte automotor. Por último, el sitio S5, ubicado sobre la parte norte de la ciudad, se estableció como un punto “blanco” tipo *background*, en el cual los aportes a este sitio representaban fuentes de origen agrícola-ganadero provenientes de los campos de la zona norte de la ciudad, no industrializados y de baja densidad poblacional.

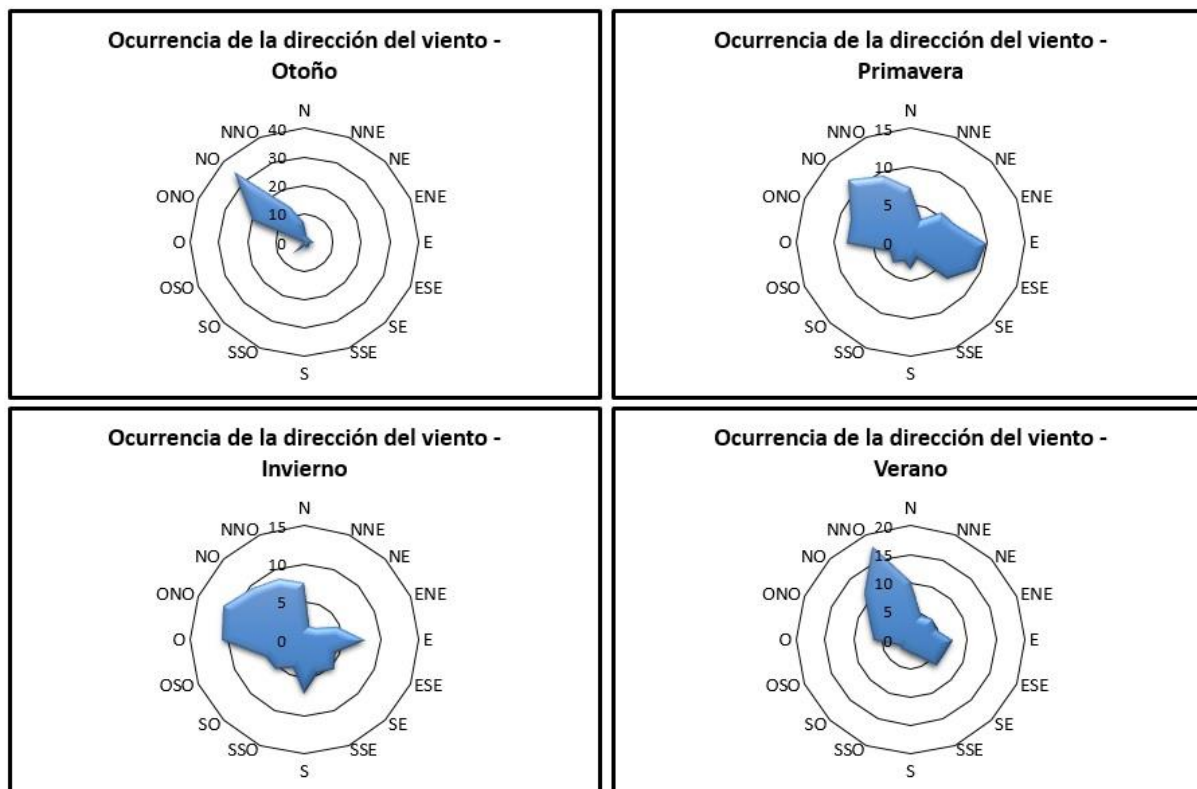
Cabe mencionar que los vientos predominantes de la ciudad provienen del cuadrante nortenoeste, con una velocidad media anual de 24 km/h. [5]

Con una estación meteorológica (EM) propia, marca Davis, modelo Vantage Pro2 se registraron las direcciones de viento durante el periodo de muestreo, para poder establecer el origen de las potenciales fuentes que aporten metales a la atmósfera.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Registros meteorológicos

Se analizaron las condiciones de viento predominantes en el área de estudio, y los diferentes períodos de muestreo arrojaron el siguiente comportamiento.



**Figura 2:** Direcciones de viento predominante

Esta distribución observada en la Figura 2 es coincidente con los reportes históricos de dirección de viento que se dispone en la ciudad de Bahía Blanca [5][6][7]. Es marcada la ocurrencia de vientos provenientes del cuadrante ONO-NO-NNO, constantes para la región en estudio.

Debido a estas direcciones de vientos, el sitio S5, no estaría recibiendo un aporte importante de la ciudad (antropogénico/automotor), actuando de receptor de los aerosoles generados en la zona de campos con actividad agrícola-ganadera. Por su parte el sitio S4, ubicado en el centro de la ciudad, recibe parte de estos aerosoles, y también el impacto propio del ejido urbano.

El sitio S3, de manera similar al S5, recibe los aerosoles generados en la zona de campos aledaños, con suelos de alta constitución arenosa.

Finalmente los sitios S1 y S2, reciben parte de estos aerosoles provenientes del suelo, el impacto de origen antropogénico y el generado por el sector industrial.

Paralelamente se tomaron los registros de lluvias, para cada período de muestreo. Las

estaciones de otoño, invierno y primavera registraron precipitaciones de 102, 160 y 137 mm respectivamente, y durante el verano los registros de lluvia alcanzaron los 301 mm.

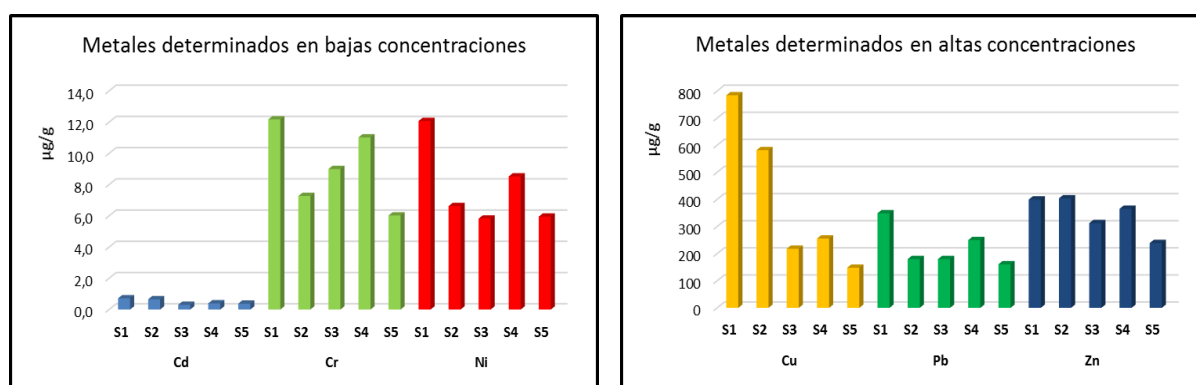
Con estos resultados, si bien los meses de verano mostraron un incremento considerable, no se observaron variaciones en las tasas de deposición de cada metal en los sitios de estudio, durante las estaciones del año.

### 3.2 Concentración de metales en las muestras.

Se detectó la presencia de todos los metales en estudio en los 4 períodos de monitoreo.

Se utilizaron valores de concentración de metales en los suelos del área en estudio (AI, ZSO y ZN) para poder compararlas con las halladas en el presente programa. Paralelamente se emplearon datos históricos de la concentración de metales en los sedimentos del estuario, con el fin de establecer asociaciones entre los elementos analizados.

Las concentraciones promedio anual de cada metal, en el material sedimentable de origen atmosférico en los diferentes sitios de monitoreo, se muestran a continuación.



**Figuras 3a y 3b:** Presencia de metales en bajas y altas concentraciones, en el material sedimentable atmosférico en cada uno de los sitios de monitoreo.

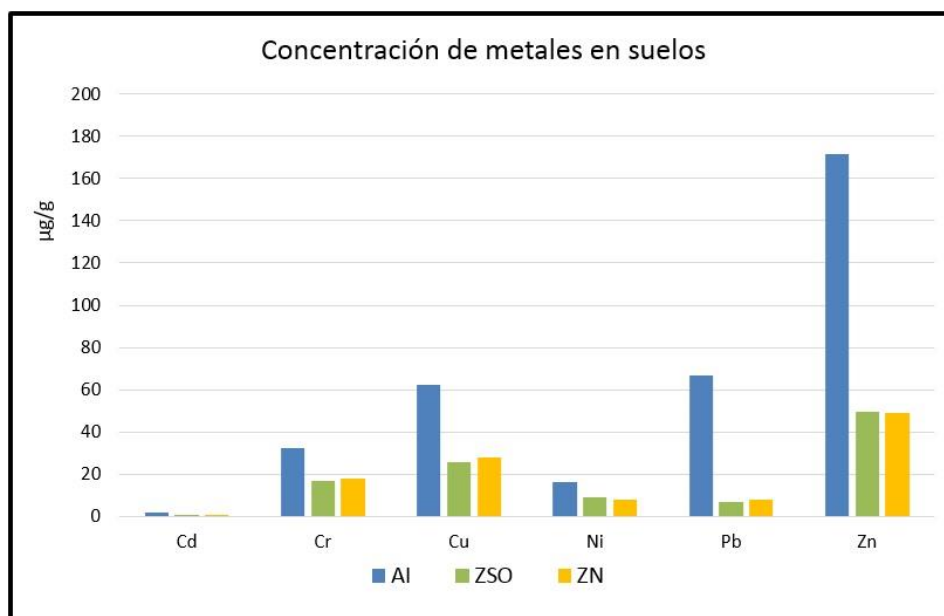
Como se puede observar en la figura 3a, el cadmio, cobre y níquel fueron los metales que se determinaron en bajas concentraciones, mientras que en la figura 3b, el cobre, plomo y zinc, se mostraron en altas concentraciones en las muestras de material particulado sedimentable.

En orden decreciente las concentraciones de metales mostraron el siguiente patrón según los sitios estudiados, como muestra la tabla 1.

La erosión del suelo superficial, por causas naturales, es la principal fuente de metales al ambiente, que pueden quedar liberados por efectos de la meteorización, en procesos de desgaste mecánico o erosión química natural [8]. La velocidad del viento en Bahía Blanca, juega un rol importante como efecto erosivo sobre la superficie del suelo, con resuspensión de polvo los días en que la velocidad es mayor a 20 km/h, con una humedad relativa del orden del 50% o menor, resultando una fuente importante de transporte de sustancias contaminantes. En un análisis de metales en los suelos, realizado por los mismos autores de este trabajo, las concentraciones analizadas sobre la fracción de 37 µm de suelo superficial en tres diferentes zonas del partido de Bahía Blanca (AI: área industrial, ZSO: campos zona suroeste, y ZN:



campos zona norte), presentaban las siguientes concentraciones de metales pesados que se observan en la figura 4.



**Figura 4:** Concentración de metales en el suelo superficial en tres diferentes zonas del partido de Bahía Blanca: AI: área industrial; ZSO: zona suroeste; ZN: zona norte.

El área suroeste (ZSO) corresponde a suelos de tipo desérticos, con escasa cobertura vegetal y de uso inespecífico. Los campos de la zona norte (ZN) corresponden a suelos de uso agrícola ganadero, mientras que el área AI, es de uso industrial exclusivo. De la figura 4, se observa que los suelos analizados, muestran el siguiente orden decreciente para los diferentes metales, información que se refleja en la tabla 1.

Paralelamente, al analizar las concentraciones de metales en los sedimentos marinos del estuario de Bahía Blanca, sobre un período de más de 10 años de monitoreo, el orden de concentraciones halladas se reflejan también en la tabla 1, pudiendo comparar las posibles fuentes de sustancias contaminante respecto de lo analizado en el cuerpo receptor.

Fuentes	Material Sedimentable	S1	<u>Cu &gt; Zn</u> > Pb >> Ni ≥ Cr >> Cd
		S2	<u>Cu &gt; Zn</u> > Pb >> Cr ≥ Ni >> Cd
		S3	Zn > Cu > Pb >> Cr > Ni >> Cd
		S4	Zn > <u>Cu ≥ Pb</u> >> Cr > Ni > Cd
		S5	Zn > <u>Cu ≥ Pb</u> >> Ni ≥ Cr > Cd
	Suelos	AI	Zn >> <u>Pb ≥ Cu</u> > Cr > Ni >> Cd
		ZSO	Zn > Cu > Cr > Ni ≥ <u>Pb</u> >> Cd
		ZN	Zn > Cu > Cr > Ni ≥ <u>Pb</u> >> Cd
Cuerpo Receptor	Estuario	zona interna	Zn > <u>Pb ≥ Cu</u> > Ni > Cr >> Cd

**Tabla 1:** Metales hallados en orden decreciente en dos fuentes importantes de sustancias contaminantes y del cuerpo receptor: estuario de Bahía Blanca

De esta manera podemos observar que en el material sedimentable, depositado especialmente en los sitios S1 y S2, hay un ligero incremento de cobre, que podría estar indicando un posible aporte proveniente de los suelos de la zona (campos aledaños y área industrial). Estos datos también guardan relación con valores elevados de cobre en el agua del estuario registrados en los últimos años de monitoreo, sobre los que se le puede atribuir un origen atmosférico. [2]. Si bien el suelo aledaño a estos sitios (zona AI) presentan mayores concentraciones de plomo y cobre que los restantes suelos (ZSO y ZN), parecería que la dinámica de transporte es diferente para cada metal, en donde el cobre prevalece sobre el plomo, y no se han detectado concentraciones de plomo en el estuario diferentes a las históricas. Los metales determinados en los sitios S3, S4 y S5, mantienen una alta relación con la composición de metales en los suelos aledaños (ZSC y ZN), excepto para el plomo que incrementa ligeramente su concentración en S4 y S5 hasta igualar la del cobre. Analizando los suelos, es notable la diferencia de concentración de metales encontrados en el AI, respecto a ZSO y ZN, especialmente para el zinc, plomo y cobre, esto claramente se ve en la figura 4. Los valores de plomo son bajos en los suelos de la zona ZSO y ZN de la ciudad, no así en la zona industrial en donde la relación del plomo respecto de los otros metales se incrementa, probablemente impactando sobre los sitios S1 y S2. Para todos los sitios de muestreo S1 a S5, las variaciones entre el cromo y níquel no resultan relevantes.

### 3.3 Tasa de Deposición Anual - TDA

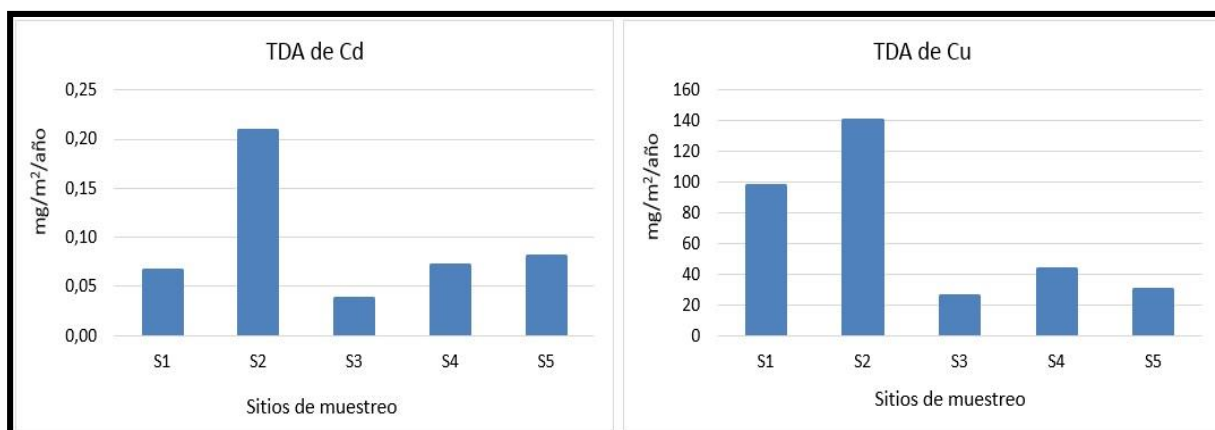
La tabla 2 a continuación muestra los valores de TDA expresadas en mg/m<sup>2</sup>/año para cada elemento. Estos valores representan el promedio general de cada metal para los 5 sitios de muestreo, y estarían indicando la tasa de deposición para el área en estudio.



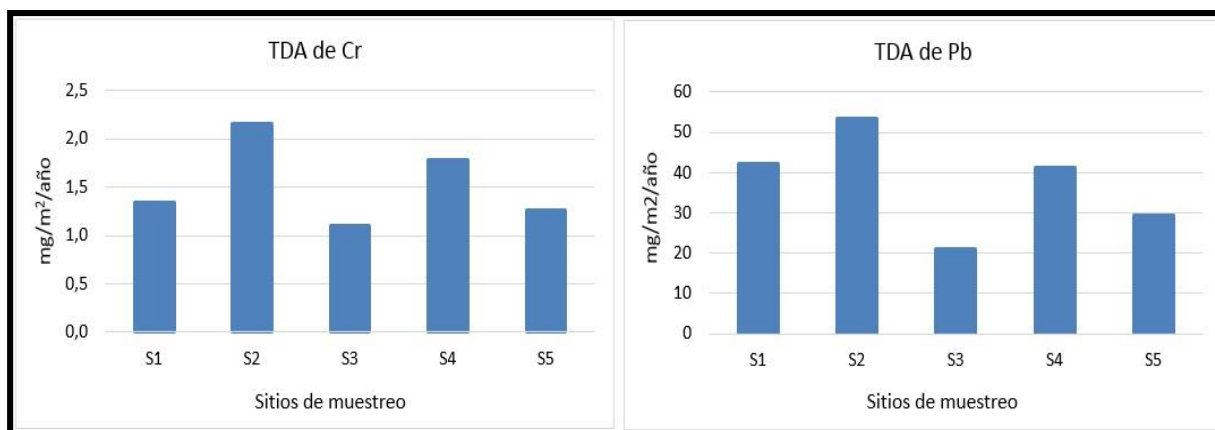
Tasa de Deposición Atmosférica (mg/m <sup>2</sup> /año)						
	Cd	Cr	Ni	Cu	Pb	Zn
<b>Promedio General</b>	<b>0,093</b>	<b>1,53</b>	<b>1,38</b>	<b>67,44</b>	<b>37,46</b>	<b>67,52</b>

**Tabla 2:** Tasa de Deposición Atmosférica Anual

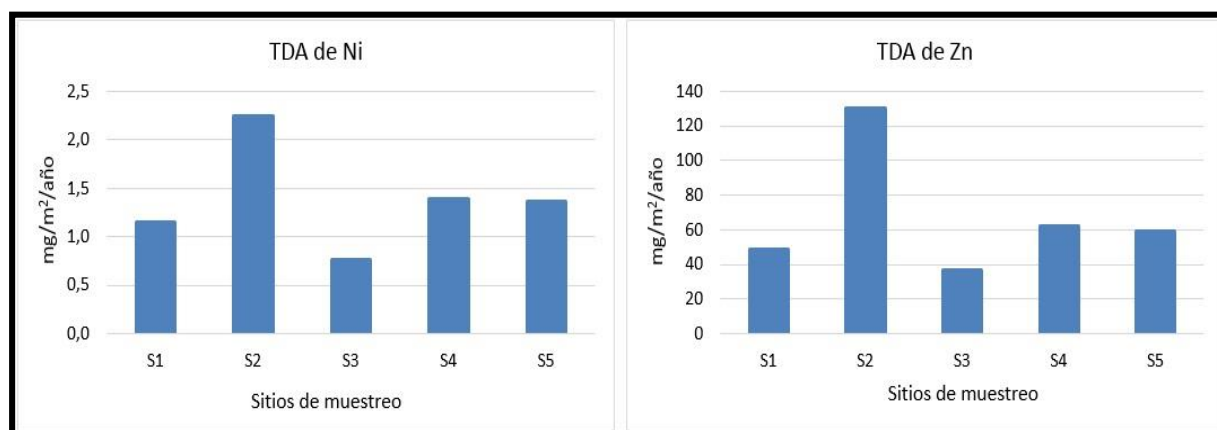
Las figuras a continuación, muestran en detalle los valores de deposición atmosférica determinados durante el periodo de estudio para los sitios seleccionados.



**Figuras 5a y 5b:** TDA de cadmio y cobre



**Figuras 6a y 6b:** TDA de cromo y plomo



**Figuras 7a y 7b:** TDA níquel y zinc

Las figuras muestran una clara tendencia sobre el sitio S2, resultando la mayor TDA para todos los metales en estudio. En importancia le sigue el sitio S1, particularmente con la TDA de cobre y plomo. También se deduce de las figuras que el sitio S4, presenta una TDA considerable en cromo y plomo (similar a S1), que se diferencia de los otros lugares de muestreo, posiblemente por estar ubicado en el centro de la ciudad recibiendo aportes de tipo antropogénicos. Los sitios S4 y S5, presentaron tasas de deposición equivalentes para cadmio, níquel y zinc. El sitio S5, presentó un comportamiento similar a S3, el cual presenta la menor TDA para todos los metales evaluados, mostrando la mayor homogeneidad estacional de concentraciones.

Del análisis de los muestreos trimestrales asociados a las estaciones climáticas del año, no se destacan tasas de deposición mayor en función de esta variable, algunas excepciones puntuales resultaron, el cromo que incrementó ligeramente su tasa durante el muestreo de otoño, en el mismo periodo el cobre en los sitios S1 y S2, y el zinc en la estación de invierno.

### 3.4 Revisión de las Tasas de Deposición Atmosférica en otras ciudades.

Para poder dimensionar los valores de TDA determinados en este trabajo, se realizó una revisión de las diferentes TDA reportadas en otras ciudades del mundo. La tabla 3 a continuación da cuenta de esta comparación:

	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni
Toronto, Canada <sup>1, a</sup>	0,6 - 1,15	1,77 - 8,35	1,93 - 7,35	6,99 - 27,6		0,66 - 3,97
Sydney, Australia <sup>2</sup>		6,50	4,10	47,19		
Al-Karak, Jordan <sup>3</sup>	0,34	4,98	3,32	35,52		
Amman, Jordan <sup>4</sup>	0,14	5,55	4,20	29,68		
Varanasi, India <sup>5, a</sup>	0,24 - 3,03	3,26 - 10,8	0 - 2,84	10,71 - 94,32		
Komae, Tokio <sup>6</sup>	0,06	7,56	3,34	54		
Izmir, Turquía <sup>7</sup>	<b>8,64</b>	44,64	<b>79,2</b>	<b>687,6</b>		
Lublin, Poland <sup>8</sup>	2,22	3,98	5,40	18,31		
Bombay, India <sup>9</sup>	0,60	16,99	11,49	97,2		
Pearl Rivr Delta, China <sup>10</sup>		18,6	12,7	104	6,43	
Tor Paterno, Italia <sup>11</sup>	0,36	11,03	11,41	43,64	<b>17,04</b>	<b>12,23</b>
Córdoba, Argentina <sup>12</sup>	0,134	10,93	6,49	108,4	8,10	1,52
<b>Bahía Blanca</b> (este informe)	0,093	<b>67,44</b>	37,46	67,52	1,53	1,38

**Referencias:** (1) Yousaf, 2012; (2) Davis & Birch, 2011; (3) Jaradat *et al.*, 2004; (4) Momani *et al.*, 2000; (5) Sharma *et al.*, 2008; (6) Sakata & Marumoto, 2004; (7) Odabasi *et al.* 2002; (8) Kozak *et al.*; (9) Tripathi *et al.*, 1993. (11) L. Morselli *et al.*, 2004. (12) G. Bermudez *et al.*, 2012. (a) Informado como rango de concentración.

**Tabla 3:** Tasa de deposición atmosférica de metales (mg/m<sup>2</sup>/año) reportados en otros lugares del mundo.

Si bien los valores que se presentan en la tabla 3, son muy variables, es de destacar que la TDA de cobre y plomo para nuestra ciudad se encuentran entre los reportes más elevados. Los valores de cadmio y zinc no son despreciables y se encuentran en el mismo orden de magnitud o menores que en otras ciudades, al igual que los de níquel.

Por su parte la TDA para el cromo, resultó baja en comparación a los valores informados internacionalmente. Una excepción resulta Izmir en Turquía, una ciudad altamente industrializada, que explicaría los altos niveles allí encontrados. El informe de Bermudez *et al.*, (Córdoba, Argentina), también reporta una alta TDA para el zinc, respecto a otras ciudades.

La bibliografía internacional menciona que la deposición atmosférica de zinc en las zonas agrícolas y urbanas se incrementó a medida que se construían silos y techos de zinc comúnmente utilizados en los graneros y cobertizos de las zonas rurales argentinas [9] [10], y que la relación Zn / Pb representan una huella característica de la existencia de techos de zinc en las áreas pobladas. También se menciona la relación de algunos elementos (Cr, Cu, Pb y Sb) con el tráfico vehicular, aunque existe cierta controversia con el empleo de los metales como trazadores de fuentes móviles [11]. Por un lado algunos autores concluyen que los metales Pb, Cu, Ni, Cr, Cd, encontrados en las muestras de partículas suspendidas totales son atribuidos principalmente al tráfico vehicular, mientras que metales como Fe, Al, Pb, Cu y Cr aparecen en diferentes tipos de fuentes como suelo, tráfico vehicular e industrias. Otros investigadores consideran que los metales derivados de los vehículos son principalmente zinc, plomo y níquel [12]. Se menciona también en la bibliografía, que los metales evaluados en las partículas inhalables PM10 (Ni, Pb, Cr, Zn), son emitidos a la atmósfera principalmente por el parque automotor, por el uso de combustibles fósiles y el desgaste de neumáticos [13]. Otras fuentes reportadas que contribuyen al aporte de metales (Cd, Cu, Ni, Cr y Zn) son los

depósitos de residuos a cielo abierto [13], en nuestra ciudad existe un área (ex basural municipal) lindero al estuario y cercano a los sitios S2 y S3 que aún muestra residuos urbanos y en donde se realizan quemas ilegales para la recuperación del cobre presente en los cables de electricidad.

#### 4. CONCLUSIONES

Se determinó en este trabajo que existe una deposición atmosférica de metales pesados, que impactan sobre la ciudad y que requiere una evaluación más profunda.

Los resultados mostraron que los sitios S1 y S2 aledaños al sector industrial y zona portuaria presentaron en general las mayores TDA. Es importante aclarar que estos sitios (S1 y S2) se encuentran dentro del perímetro industrial, vinculado con un alto tránsito vehicular pesado, que contribuye al aporte de sustancias contaminantes a la atmósfera. Los sitios S3, S4 y S5 presentaron un comportamiento similar en sus TDA, aunque ligeramente elevadas para el cromo y plomo en el sitio S4, éste se ubica en el centro de la ciudad, y recibe principalmente los aportes del tránsito vehicular. Los sitios S3 y S5, presentaron las menores TDA del área de muestreo, ubicándose ambos puntos vientos arriba de las direcciones predominantes de vientos para la ciudad.

En cuanto a los metales, las tasas de deposición determinadas para el cobre y el plomo en este trabajo, se encuentran entre las más altas reportadas. En las muestras de suelos evaluadas, las concentraciones de cobre, son ligeramente elevadas respecto a la composición natural de la corteza terrestre, y podría considerarse a esta como la principal fuente del mineral. La TDA del zinc también resulta importante en términos de aportes de este metal, probablemente el origen sea en buena parte litológico, según las concentraciones determinadas en los suelos aledaños, sin descartar el aporte de los techos de zinc en la ciudad.

La TDA de cadmio es baja al compararla con las reportadas en otras ciudades del mundo, aunque las concentraciones de cadmio en los suelos estudiados es alta respecto a la composición natural de la corteza terrestre (del orden de 0,1 ug/g), hallando valores entre 0,4 y 2,0 ug/g en los suelos aledaños, y considerando que no hay industrias que procesen cadmio como materia prima de forma directa, los suelos representarían la mayor fuente de aporte de este metal. Las TDA del cromo y níquel son bajas al compararlas con las reportadas internacionalmente.

Con estas conclusiones, resulta necesario dar continuidad e incrementar el área de muestreo para conformar una base de datos robusta con la cual se puedan realizar test estadísticos y determinar si hay asociaciones significativas entre las diferentes matrices analizadas y las variables de tipo climáticas, y establecer si las fuentes generadoras de los metales analizados son locales (industriales y/o urbanas), o estamos frente a un evento tipo regional o de mayor escala.

#### 5. REFERENCIAS

[1] Municipalidad de Bahía Blanca – Comité Técnico Ejecutivo: <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/>

- [2] Municipalidad de Bahía Blanca – Comité Técnico Ejecutivo: [http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/Informe final de química marina del estuario de Bahía Blanca](http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/Informe%20final%20de%20química%20marina%20del%20estuario%20de%20Bahía%20Blanca) – 2009.
- [3] Kvietkus, K.; Sakalys, J. y Valiulis, D. (2011) “Trends of atmospheric heavy metal deposition in Lithuania” Lithuanian Journal of Physics, Vol 51. No. 4; 359-369.
- [4] Karar K1, Gupta AK, Kumar A, Biswas AK. Characterization and identification of the sources of chromium, zinc, lead, cadmium, nickel, manganese and iron in PM10 particulates at the two sites of Kolkata, India.
- [5] Campo de Ferreras, A.; Capelli de Steffens, A. y Diez, P., (2004). El clima del Suroeste Bonaerense. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 99 pp.
- [6] Servicio Meteorológico Nacional. Caracterización climática de Bahía Blanca. Estadísticas climáticas. 1951-1990.
- [7] Mariana P. Torrero; Alicia M. Campo. Oscilación Climática en la cuenca del río sauce Chico, Argentina 2008.
- [8] Salomons, W. & Förstner, U.: Metals in the Hydrocycle. 346 p. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 1984
- [9] Bermudez, *et al.*, Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: their relationship with topsoil and wheat element composition. Journal of hazardous material, 213-214 (2012) 447-456.
- [10] S. Azimi, *et al.*, Thevenot, Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France), Chemosphere 61 (2005) 645-651.
- [11] A. Ayrault, *et al.*, Atmospheric trace element concentrations in total suspended particles near Paris, France, Atmos. Environ. 44 (2010) 3700-3707.
- [12] Analí Machado *et al.*, Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni y Cr) en aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto tráfico vehicular. Rev. Int. Contam. Ambient. 24 (4) 171-182, 200.
- [13] Rashad, M y Shalaby, E. (2007). “Dispersion and Deposition of heavy metals around two municipal solid waste (MSW) dumpsites, Alexandria, Egypt.” American-Eurasian J. Agric. & Environm. Sci. 2 (3): 204-212.



## ESTUDIO DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO Y EN FASE GASEOSA EN LA CIUDAD DE LA PLATA Y ALREDEDORES

Orte, Marcos<sup>1\*</sup>; Colman Lerner, J. Esteban<sup>2</sup>; Gutiérrez, María A.<sup>1</sup>; Elordi, M. Lucila<sup>1</sup>; Matamoros, Natalia<sup>1</sup>; Reyna Almandos, Jorge<sup>3</sup>; Porta, A. Andrés<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 115 y 47, La Plata  
ortemarcos1@gmail.com, aporta@quimica.unlp.edu.ar,  
mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, lucilaelordi@hotmail.com, natymatamoros@hotmail.com

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA)  
Facultad de Ciencias Exactas  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 N° 257 La Plata  
jecolman@quimica.unlp.edu.ar

3: Centro de Investigaciones Ópticas (CIOP)  
CONICET-CIC  
Cno. Parque Centenario e/ 505 y 508 Gonnet.  
jreyna@ciop.unlp.edu.ar

**Resumen.** *La contaminación atmosférica es un problema de difícil estudio debido a la dinámica y variación de sus componentes, que dificultan la homogeneidad y estacionalidad de los contaminantes presentes. Más allá de esto, es de vital importancia tratar de caracterizar compuestos relevantes que afectan a la salud de la población como el material particulado (MP) y compuestos asociados (como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)). En este trabajo se presentan resultados de estos contaminantes en la ciudad de La Plata. Los HAPs fueron analizados tanto en su forma asociada a las partículas como en fase gaseosa. El objetivo de este trabajo es caracterizar el estado de los principales compuestos orgánicos que respiramos, para así buscar relaciones que puedan ser vinculadas con los orígenes de los mismos. Los resultados indican la presencia de 12 de los 16 HAPs prioritarios. En cuanto al MP, se observan relaciones de  $[MP_{2.5}]/[MP_{10}]$  decrecientes desde las zonas más antropizadas hacia la residencial, lo que a priori hablaría del tipo de emisión en cada sitio, lo que también se manifiesta con las relaciones entre HAPs totales en  $MP_{2.5}$  y  $MP_{10}$ . En cuanto a los HAPs en fase gaseosa, los primeros estudios muestran la presencia de naftaleno principalmente.*

**Palabras claves:** HAPs, Material Particulado, La Plata.

## 1. INTRODUCCIÓN

Recientes publicaciones de la Agencia Internacional para las Investigaciones del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) reconocen a la presencia de contaminantes en el aire en general y, particularmente, de material particulado, como una de las causas ambientales de muertes por cáncer [1]. Si bien esta definición parece abarcar de manera general y conjunta a todos los compuestos contaminantes a los que nos exponemos al respirar, cabe resaltar la importancia de la presencia de material particulado y compuestos asociados al mismo como agentes que tienen una especial incidencia negativa en las vías respiratorias, implicando esto una disminución en la calidad de vida de las personas expuestas, sobre todo en los grupos más vulnerables como lo son los niños, con un sistema respiratorio en desarrollo; los ancianos, con sistemas respiratorios más degradados; y las personas con enfermedades respiratorias declaradas como el asma o con algún grado de deterioro en sus vías respiratorias [2-10].

Compuestos asociados a las partículas de conocida importancia son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), muchos de ellos reconocidos desde hace tiempo como agentes cancerígenos, los cuales son emitidos a la atmósfera tanto de manera natural como por actividades antropogénicas, especialmente en procesos de combustión incompleta en industrias y emitidos por el transporte vehicular [11,12]. Es por todo esto que sus niveles deben ser medidos y controlados para que no lleguen a valores extremadamente elevados que puedan representar un riesgo considerable para la salud de la población. Asimismo, estos contaminantes orgánicos pueden presentarse en el aire en fase gaseosa y producir también en este estado daños a la población expuesta si se presentan en altas concentraciones o durante tiempos prolongados.

Por todo esto, y conociendo el elevado tráfico y las actividades industriales que se presentan en nuestra región, nos vemos motivados a llevar a cabo el estudio de estos contaminantes y, mediante el mismo, tratar de entender sus orígenes y comportamiento.

Particularmente, en este trabajo se abordará el estudio del material particulado en sus fracciones menor a 10  $\mu\text{m}$  (conocido como  $\text{MP}_{10}$ ) y menor a 2.5  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2.5}$ ) y la presencia de los HAPs asociados al mismo y en su forma gaseosa, con muestras obtenidas entre los años 2012 y 2015. En referencia a estos últimos, se estudian los 16 HAPs identificados por la USEPA como los prioritarios dentro de esa clasificación (acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[ghi]perileno, benzo[a]pireno, criseno, dibenzo[a,h]antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno [1,2,3-cd]pireno, naftaleno, fenantreno y pireno). Los resultados concernientes a este trabajo comprenden los obtenidos en el período mencionado en continuación a trabajos anteriores realizados en la misma zona de estudio [13].

## 2. METODOLOGÍAS

### 2.1. Región de estudio

La ciudad de La Plata, se encuentra a 50 km al sureste de la ciudad de Buenos Aires, en la costa del Río de la Plata (34°56'00"S 57°57'00"O) (Figura 1). La ciudad y sus localidades adyacentes tienen a la fecha una población aproximada de 800 000 habitantes. A unos 10 km



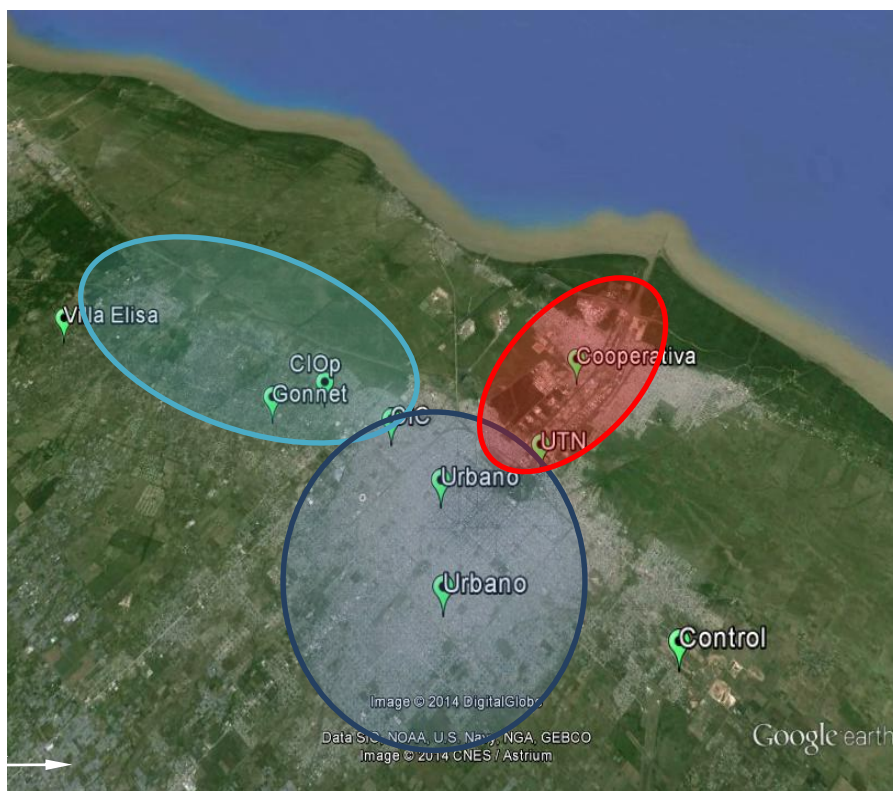
al noroeste del casco urbano de la ciudad se encuentra un complejo industrial que posee la principal refinera de petrleo del pas (total de petrleo crudo destilado: 30 000 m<sup>3</sup> por da, equivalente al 30 % de la refinacin de petrleo en el pas).



**Figura 1.** Ubicación de la Ciudad de La Plata en la Provincia de Buenos Aires

Este complejo contiene también seis plantas petroquímicas, con una producción superior a las 650 000 Tn por año de diversos compuestos tales como compuestos aromáticos (benceno, tolueno, xilenos), disolventes alifáticos (n-pentano, n-hexano, n-heptano), polipropileno, anhídrido maleico, ciclohexano, metanol y coque de petróleo.

Los puntos de muestreo considerados en este trabajo corresponden a la zona industrial, cercanos al polo petroquímico o inmersos dentro del mismo; a la zona urbana, dentro del casco urbano; y a la zona residencial, relativamente alejados de influencias industriales y con menor concentración de tráfico vehicular (Figura 2). El área urbana en el centro de la ciudad se caracteriza por el tráfico intenso, siendo el número de vehículos registrados de 350 000 unidades, lo que significa un aumento de alrededor del 75% en la última década [14,15].



**Figura 2.** Puntos de muestreo en las diferentes zonas muestreadas (Industrial en rojo, Urbana en azul y Residencial en celeste)

## 2.2. Material particulado

Las muestras de material particulado fueron recolectadas por medio del muestreador de bajo volumen MiniVol Airmetrics. En este, por medio de una bomba, el aire es forzado a pasar a través de un separador de tamaños de partículas (mediante impactadores) y luego a través de un medio filtrante, donde queda depositado el material particulado a analizar. Un aspecto crítico para la recolección y separación de las partículas es la programación de un caudal correcto a través del impactador, que debe mantenerse constante a lo largo de cada muestreo. Para el MiniVol, la tasa real de flujo volumétrico debe ser de  $5 \text{ L min}^{-1}$ . Los muestreos fueron efectuados por un tiempo aproximado de entre 5 y 6 días para cada muestra de  $\text{MP}_{2.5}$  y de entre 2 y 3 días para cada una de  $\text{MP}_{10}$  en cada sitio de muestreo. Como medio filtrante se utilizaron filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) y de fibra de vidrio de 46.2 mm de diámetro. Lo mismos son pesados antes y después del muestreo en condiciones estabilizadas y la concentración del material particulado en cada muestra se determina mediante la razón de esta diferencia gravimétrica y el volumen total de aire que pasó a través del filtro [16].

### 2.3. HAPs asociados al material particulado

Para el análisis de HAPs (acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[ghi]perileno, benzo[a]pireno, criseno, dibenzo[a,h]antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno [1,2,3-cd]pireno, naftaleno, fenantreno y pireno) sobre las muestras de material particulado se procedió siguiendo la norma NIOSH 5506 [17].

Para la extracción de los HAPs de cada filtro se utilizaron 5 ml de hexano y se sonicó en baño ultrasónico (TESTLAB TB10, Potencia = 400 W, frecuencia = 40kHz) durante 60 minutos. Luego se llevó a sequedad y se le añadió 1 mL de acetonitrilo (J. Baker, calidad HPLC). Se procedió a determinar el factor de recuperación para cada analito agregando a filtros sin uso una cantidad conocida de los 16 HAPs (por triplicado), para luego proceder a extraerlos de la misma forma que las muestras. Los extractos fueron analizados por cromatografía líquida de alta resolución (UHPLC Nexera, Shimadzu) con detectores de PDA (arreglo de diodos) y fluorescencia.

Las condiciones cromatográficas fueron las siguientes: Columna C18 (Zorbax Eclipse PAH 100mm x 4.6mm, 3.5 $\mu$ m), modo isocrático acetonitrilo (40%) - agua (60%) durante 0.66 minutos, luego gradiente lineal hasta 100 % de acetonitrilo en 20 minutos a un caudal de 2.0 L min<sup>-1</sup>. Para la cuantificación de los compuestos se utilizó, con el detector PDA, una longitud de onda de 220 nm y, para fluorescencia, longitudes de onda de 280 nm (excitación) y 425 nm (emisión).

### 2.4. HAPs en fase gaseosa

Para el muestreo de HAPs en fase gaseosa se utilizó una bomba de flujo constante Gilian GilAir3 con un caudal constante de 2 L min<sup>-1</sup>, calibrado antes y después de cada muestreo. Los muestreos fueron realizados en cada sitio por un tiempo de entre 5 y 7 horas. El dispositivo de muestreo consistía, más allá de la bomba mencionada, de mangueras que la conectaban a un tubo de vidrio con el material adsorbente XAD-2, forzando al aire a pasar previamente a través de un filtro contenido en un cassette para la retención del material particulado presente en la corriente de aire succionado [18].

Una vez recolectada la muestra en campo, la misma se conservó en freezer hasta su análisis en cromatógrafo de gases. Para el mismo, se procedió a la ruptura del vidrio del tubo y a la separación del material adsorbente XAD-2 para su posterior tratamiento, el cual incluyó la desorción de los compuestos orgánicos con 1.5 mL de hexano (calidad cromatográfica) en baño de ultrasonido durante 30 minutos. El análisis cromatográfico se realizó con las siguientes características: CG-MS, ThermoScientific 1300-ISQ, modo SIM. Columna TR-5MS (30m x 0,25mm x 0,25 $\mu$ m), flujo (cte) de 2,00 mL/min. Inyector Split 250°C, 50,0 mL/min (split ratio 25), 1 $\mu$ L de muestra inyectada. Rampa de temperatura: 40°C (1min), 15°C/min hasta 210°C (1min), 5°C/min hasta 310°C (1min).

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

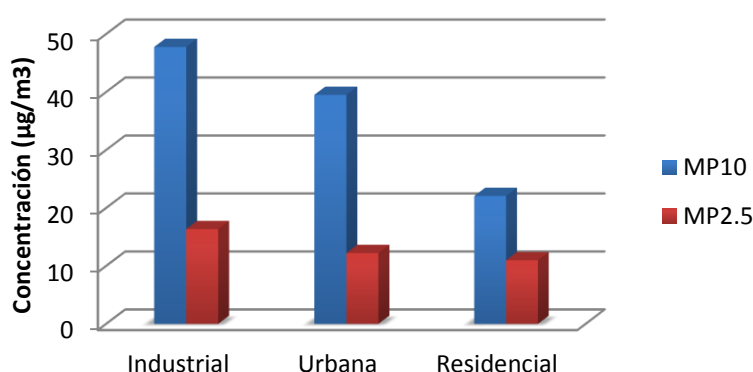
#### 3.1. Material Particulado ( $MP_{2.5}$ y $MP_{10}$ )

En la tabla 1 se observan los valores obtenidos al calcular las medianas de las concentraciones de material particulado en las muestras recolectadas entre los años 2012 y 2015 en los diferentes sitios de muestreo, tanto para  $MP_{2.5}$  como para  $MP_{10}$ . Aquí se observan mayores valores de ambas fracciones de material particulado en la zona industrial, seguida por la zona urbana y por último por la zona residencial (ver también figura 3).

	Industrial	Urbano	Residencial
[ $MP_{2.5}$ ]	16,3	12,2	11,0
Min	5,4	6,1	2,3
Max	36,4	55,2	35,1
N	21	9	7
[ $MP_{10}$ ]	47,8	39,5	22,1
Min	14,4	16,6	11,2
Max	140,1	57,4	73,0
N	10	8	6
[ $MP_{2.5}$ ]/[ $MP_{10}$ ]	0,34	0,31	0,50

**Tabla 1.** Medianas de las concentraciones de  $MP_{2.5}$  y  $MP_{10}$ , valores mínimos y máximos (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y número de muestras (N) para cada sitio de muestreo, junto con las relaciones entre concentraciones de ambas fracciones.

Si se comparan estos valores con los valores guía otorgados por la OMS (para  $MP_{2.5}$  éste es de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y para  $MP_{10}$  es de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para media anual) [19], se ve que los mismos son sobrepasados en todos los casos. Observando las normas impuestas a nivel provincial, se observa que éstas sólo rigen para la fracción  $MP_{10}$ , límite que se establece en  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para media anual [20]. Éste último no es sobrepasado en ningún sitio, aunque se sabe que se está trabajando para ajustar esta norma, no sólo para bajar este límite, sino también para establecer uno que contemple también la fracción de  $MP_{2.5}$ .



**Figura 3.** Concentraciones de  $MP_{10}$  y  $MP_{2.5}$  para las tres zonas de estudio (Industrial, Urbana y Residencial)

Al observar las relaciones entre las concentraciones de ambas fracciones (tabla 1) se aprecia que tanto en las zonas industrial como urbana, el MP<sub>2.5</sub> representaría cerca de una tercera parte del total de las partículas con una diámetro por debajo de 10 µm y, en la zona residencial, la fracción más fina representaría un 50% de las partículas por debajo de este diámetro. De esto se podría inferir, en principio, que en la zona residencial hay una mayor proporción en el aporte de material particulado más fino, el cual podría estar relacionado con una mayor influencia del tránsito al aporte total de material particulado (sumado esto al transporte por vientos desde el polo y otras fuentes), con respecto a las zonas mayormente antropizadas donde es mayor la proporción de material más grueso, debido posiblemente a la mayor diversidad de fuentes que aportan a ambas fracciones.

### 3.2. HAPs asociados al material particulado

Algunas de las muestras recolectadas de material particulado involucradas en este trabajo fueron procesadas para analizar el contenido de HAPs asociados al mismo. De los 16 HAPs buscados, en todas las muestras analizadas se encontraron un total de 12, estando ausente sólo el naftaleno, el acenaftileno, el acenafteno (los tres más livianos del grupo) y el pireno. El benzo(a)pireno, principal HAP debido a que es apuntado como el más tóxico [11], se encontró en los tres sitios muestreados, aunque con mayor frecuencia en la zona industrial.

	Industrial	Urbano	Residencial
[HAPs MP <sub>2.5</sub> ]	9,6	23,8	25,8
Min	1,2	0,4	1,8
Max	64,2	34,4	33,0
N	10	5	4
[HAPs MP <sub>10</sub> ]	12,5	7,3	8,7
Min	6,3	0,1	0,0
Max	49,1	18,7	65,2
N	4	3	4
[HAPs MP <sub>2.5</sub> ]/[HAPs MP <sub>10</sub> ]	0,77	3,25	2,98

**Tabla 2.** Medianas de las concentraciones de HAPs totales en MP<sub>2.5</sub> y MP<sub>10</sub>, valores mínimos y máximos (en ng/m<sup>3</sup>) y número de muestras (N) para cada sitio de muestreo, junto con las relaciones entre concentraciones de ambas fracciones.

En la tabla 2 se presentan valores de las medianas de las concentraciones de HAPs totales en algunas de las muestras de material particulado tomadas en los distintos sitios de muestreo. Si bien se observaron valores bastante erráticos y no tendencias marcadas representativas de cada sitio, sumado a que la cantidad de muestras en algunas ocasiones no fue la deseada, se pueden mencionar ciertas apreciaciones a partir de esta tabla. Aquí, se observa que la concentración de HAPs es mayor, aunque levemente, en la fracción de MP<sub>10</sub> sólo para el caso de la zona industrial. Esto podría indicar un origen más apuntado a procesos industriales de

combustión donde esta fracción más gruesa se ve impregnada de este tipo de compuestos orgánicos, llegando a concentraciones similares a las que presenta la fracción de MP<sub>2.5</sub>. Esto se ve diferenciado en las otras zonas estudiadas donde la mayor concentración de HAPs se presenta en el MP<sub>2.5</sub>, posiblemente debido en mayor medida a la combustión incompleta surgida en emisiones vehiculares, sumado también al aporte por el transporte de contaminantes desde el polo, y donde la contribución al MP<sub>10</sub> podría estar originada en menor medida por fuentes industriales que acarrear contaminantes orgánicos, y estar más vinculado con resuspensión de polvo por los vientos y el tránsito o por actividades que involucran movimiento de tierra como la construcción y otras acciones relacionadas, por lo que se obtienen relaciones mayores de HAPs totales entre ambas fracciones.

### **3.3. HAPs en fase gaseosa**

Con respecto a los HAPs en fase gaseosa, se recolectaron, en el marco de una primera campaña explorativa, un total de 13 muestras (4 en zona industrial, 4 en zona urbana y 5 en zona residencial). En todas las muestras de la zona industrial se encontró naftaleno (con un promedio de 160 ng/m<sup>3</sup>) y en 3 de ellas se encontró fenantreno (84 ng/m<sup>3</sup> de promedio). En la zona urbana sólo se encontró naftaleno en una muestra (103 ng/m<sup>3</sup>). Y, por último, en la zona residencial se encontró naftaleno en 3 de las 5 muestras (promedio de 180 ng/m<sup>3</sup>) donde una de ellas también contenía fenantreno (66 ng/m<sup>3</sup>). El resto de los compuestos en todas las muestras estuvieron por debajo del límite de detección del método.

Con la idea de seguir profundizando en el estudio de este contaminante, se propone el aumento del tiempo de muestreo y la optimización de las corridas cromatográficas para poder reducir el límite de detección y detectar con mayor fiabilidad y precisión el contenido de este compuesto en el aire ambiente.

## **4. CONCLUSIONES**

Debido a la dinámica y variación de los componentes atmosféricos, influenciados fuertemente por los parámetros meteorológicos y las diferentes reacciones que afectan la homogeneidad y estacionalidad de los contaminantes del aire, es siempre dificultoso marcar tendencias claras en el comportamiento de los mismos. Más allá de esto, es importante llevar siempre cierto control y seguimiento midiendo los contaminantes que afectan la salud de la población expuesta.

En este trabajo se pudo realizar un estudio comparativo del material particulado en tres zonas con diferentes tipos y cantidad de fuentes emisoras del contaminante con datos correspondientes a los últimos años, así como también se presentaron datos referentes al contenido de HAPs tanto asociados a las partículas de diferente tamaño como en su fase gaseosa.

Los resultados arrojaron que las relaciones observadas tanto de los niveles de material particulado en sus distintas fracciones como de su contenido de HAPs, dan una idea de la variedad de fuentes que entran en juego en cada zona estudiada y sus diferentes aportes, lo que permite aproximar, de alguna manera, el estado de los compuestos estudiados y su comportamiento.

En cuanto al estudio de los HAPs en estado gaseoso, en esta primera campaña se pudo observar la aparición de algunos compuestos de los más volátiles del grupo estudiado, aunque los resultados no permiten efectuar relaciones que nos puedan ayudar a generar apreciaciones concluyentes que dejen en manifiesto su comportamiento. Para ello, nos proponemos, para futuros monitoreos, aumentar tanto el tiempo de cada muestreo como el número de muestras, así como también trabajar en la optimización de las corridas cromatográficas para poder precisar con mayor detalle el conocimiento de los HAPs en fase gaseosa.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), el Instituto de Desarrollo e Investigaciones Pediátricas (IDIP) del Hospital de Niños "Sor María Ludovica" de La Plata, la Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional La Plata (UTN-FRLP), el Centro de Investigaciones Ópticas (CIOP), la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), y a todas las personas que colaboraron con este trabajo.

## 6. REFERENCIAS

- [1] IARC, “*IARC: Outdoor air pollution a lead in environmental cause of cancer deaths*”, Comunicado de prensa n° 221 de la IARC (2013).
- [2] Leikauf GD. “Hazardous Air Pollutants and Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supplement4), pp: 505-526 (2002).
- [3] Weisel CP. “Assessing Exposure to Air Toxics Relative to Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supp. 4), pp: 527-537 (2002).
- [4] Gauderman WJ, Gilliland F, Vora H. “Association between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort”, *Am J Respir Crit Care Med*. Vol. 166, pp: 76-84 (2002).
- [5] Massolo L. “Exposición a contaminantes atmosféricos y factores de riesgo asociados a la calidad de aire en La Plata y alrededores”. Tesis doctoral aprobada, Facultad Ciencias Exactas, UNLP. Directores: A. Ronco y A. Porta(2004).
- [6] Ostro B. “Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels”, *Environmental Burden of Diseases Series No 5*. World Health Organization. Protection of the Human Environment. Geneva (2004).
- [7] Blanco ER. “Variables e indicadores de gestión en el marco de políticas públicas. La contaminación atmosférica y la salud de la población en la Micro región La Plata, Berisso y Ensenada”. Tesis de Maestría aprobada en la Maestría Gestión Ambiental para el Desarrollo Urbano, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, UN Mar del Plata, Diciembre. Director A. Porta (2008).
- [8] IPCS, International Programme on chemical safety. *Environmental Health criteria 214: Human Exposure Assessment*. Geneva, World Health Organization (2000).
- [9] Sexton K, Adgate J, Ramachandran G, Pratt G, Mongin S, Stock T, Morandi M. “Comparison of personal indoor and outdoor exposure to hazardous air pollutants in three

- urban communities”, *Environmental Science & Technology*. Vol: 38, pp: 423-430 (2004).
- [10] Elliott L., MP. Longnecker, GE. Kissling & SJ. London. “Volatile Organic Compounds and Pulmonary Function in the Third National Health and Nutrition Examination Survey, 1988–1994”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 114, pp: 1210-1214 (2006).
- [11] Lyall RJ, Hooper MA, Mainwaring SJ. “Polycyclic aromatic hydrocarbons in the latrobe valley”, *Original Research Article Atmospheric Environment*. Vol. 22, pp: 2549-2555 (1988).
- [12] IARC. Polynuclear aromatic compounds, Part 1. Lyon: International Agency for Research on Cancer (1984).
- [13] Orte M. y Colman Lerner J. E., “Estudio del material particulado y contaminantes asociados en el aire ambiente de La Plata y alrededores”, *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina. Contribuciones del 5º Congreso PROIMCA y 3º Congreso PRODECA*. Universidad Tecnológica Nacional (2013).
- [14] Massolo, L., Rehwagen, M., Porta, A., Ronco, A., Herbarth, O., Mueller, A. “Indoor-outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas”, *Environmental Toxicology*. Vol. 25, pp: 339-349 (2010).
- [15] INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos) Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <http://www.censo2010.indec.gov.ar/>. (2011).
- [16] Baldauf, R.W., Lane, D.D., Marotz, G.A., Wiener, R.W. Performance evaluation of the portable MiniVOL particulate matter sampler. *Atmos. Environ.* 35, 6087–6091. doi:10.1016/S1352-2310(01)00403-4 (2001).
- [17] NIOSH method 5506. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by HPLC. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition (1998).
- [18] NIOSH method 5515. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by GC. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition (1994).
- [19] Organización Mundial de la Salud. “Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre. Actualización mundial 2005”. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02, OMS (2006). [http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_spa.pdf](http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf)
- [20] Ley Provincial 5965, Decreto 3395/96, Legislación de la Provincia de Buenos Aires. <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/96-3395.html>



## MONITOREO CONTINUO DE CALIDAD DE AIRE EN BAHIA BLANCA- RESULTADOS HISTORICOS DE PM<sub>10</sub>

Pagani Marcia V.<sup>1</sup>; Pereyra Marcelo T.<sup>2</sup>; Lucchi, Leandro D.<sup>1</sup>; Vega Sergio D.<sup>1</sup>;  
Da Rodda, Constanza<sup>1</sup>; Perez, César <sup>1</sup>

1: Grupo del Comité Técnico Ejecutivo  
Municipalidad de Bahía Blanca  
Av. San Martín 3474 – (8103)  
Ingeniero White – Bahía Blanca  
Email: cte.monitor2@bb.mun.gba.gov.ar

<http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo>

2: Instituto de Química del Sur-  
CCT Bahía Blanca CONICET  
Av. Alem 1253 Bahía Blanca  
Email: mpereyra@criba.edu.ar

**Resumen.** Desde el año 1997 la Municipalidad de Bahía Blanca realiza monitoreos de Calidad de Aire. Este trabajo muestra los resultados históricos de material particulado suspendido-fracción  $\leq 10 \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) e interpretación de los mismos. Se utilizó una Estación de Monitoreo continuo de Calidad de Aire, con equipos TEOM. El equipamiento, metodología, selección de sitios de muestreo y otras pautas de aseguramiento de la calidad responden a los criterios indicados en el Título 40, Parte 53 del Código Federal de Regulaciones de EEUU.

Los monitoreos se efectuaron principalmente en el área de Ingeniero White (portuaria-industrial-residencial mixta) y de Villa Delfina (industrial-residencial mixta). Los primeros años de monitoreo se evaluaron diferentes objetivos: urbano (centro de la ciudad y Las Villas), industrial (club Náutico) y nivel de fondo en zona rural-extra urbana (CRIBABB).

Los resultados históricos obtenidos demuestran que las normas de PM<sub>10</sub> han sido superadas en todos los sitios de monitoreo y en forma reiterada. Existe amplia variabilidad en las concentraciones rango de coeficiente de variación de 73,3% (año 2013) a 117,1% (año 2009). Se presentan los resultados de las diferentes evaluaciones realizadas con el objetivo de identificar cuáles son y cómo afectan los principales factores causales de las amplias variabilidades observadas.

**Palabras clave:** Calidad de Aire, Material Particulado, Contaminación

## 1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del aire es uno de los principales riesgos a la salud a nivel mundial. Los contaminantes primarios mayoritarios del aire ambiente son los gases producidos en la combustión de combustibles fósiles (óxidos de nitrógeno, NO<sub>x</sub>; monóxido de carbono, CO; dióxido de azufre, SO<sub>2</sub>; y material particulado). Está demostrado que existe una significativa correlación entre la exposición a altas concentraciones de partículas de pequeño tamaño (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>) y el aumento de la morbilidad o mortalidad diaria. Tanto en ciudades como en área rurales, la contaminación del aire por exposición a material particulado PM<sub>10</sub> provocó, durante el año 2012, la muerte prematura de 3,7 millones de personas en el mundo. La medición de PM<sub>10</sub> en aire se expresa en términos de microgramos (µg) de partículas de PM<sub>10</sub> por metro cúbico de volumen de aire muestreado (m<sup>3</sup>), es decir en concentración másica de PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) [1].

La Municipalidad de Bahía Blanca desde el año 1997 monitorea la calidad del aire con equipos continuos para los principales contaminantes básicos. Desde abril de 2002 el Comité Técnico Ejecutivo (CTE), dependencia técnica del municipio, con jurisdicción sobre el Polo Petroquímico y Área Portuaria, mantiene en ejecución el Programa Integral de Monitoreo (PIM) formulado en el marco de lo establecido por el artículo 9° de la Ley Provincial N° 12530, que incluye el control y monitoreo de cuerpos receptores de agua y a la atmósfera [2].

Los objetivos del monitoreo de calidad de aire en ejecución por el CTE son: evaluar la exposición de la población y el ecosistema a los contaminantes del aire en función de la escala de monitoreo; determinar el cumplimiento de los criterios establecidos de calidad del aire; proveer una base científica y técnica segura para el desarrollo de planes de gestión de la calidad del aire; informar al público acerca de la calidad del aire ambiente. Existen a su vez otros objetivos técnicos más específicos: identificar las fuentes o los riesgos de contaminación del aire; apoyar en la planificación del uso del suelo, identificar los patrones de exposición espacial y temporal; determinar las tendencias de largo plazo.

Varias líneas de trabajo del PIM son proyectadas y ejecutadas en conjunto o con asistencia de Universidades Nacionales (UNS, UNSAM, UTN) e Institutos de Investigación del Sistema Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (CONICET, CNEA). En éste marco se ha diseñado y se está implementando un Sistema de Gestión de Calidad adecuado de las estaciones de monitoreo de calidad de aire, que fue desarrollado en conjunto con el INQUISUR (Instituto de Química del Sur) dependiente del CONICET y de la UNS.

De acuerdo a las Guías de Calidad de Aire de la Organización Mundial de la Salud (OMS), la concentración local de los contaminantes del aire depende de la magnitud de las fuentes de emisión y de la eficiencia de la dispersión. Bajo ciertas condiciones, ambos factores pueden desempeñar un papel importante en esta concentración: en un clima frío y sin viento, la dispersión se reduce mientras que la producción aumenta debido al incremento registrado en la calefacción doméstica [3].

El aporte de material particulado tanto en forma local como regional incluye fuentes fijas identificadas e inventariadas que corresponden a establecimientos industriales y de almacenamiento y despacho de granos del área portuaria y del polo petroquímico; otras fuentes no cuantificadas, algunas locales como fuentes móviles, de construcción, domiciliaria,

industriales y otras de la región relacionadas con las actividades agrícolas. Se estima como importante el aporte por resuspensión de suelo de calles sin pavimentar, así como de erosión de suelos sin cobertura vegetal.

Por otra parte, se observa que las variaciones en las concentraciones se ven afectadas por las condiciones meteorológicas, por lo que se hace necesario profundizar los estudios.

Las características climáticas del suroeste bonaerense están influenciadas por la alternancia permanente de masas de aire de distinta naturaleza y el desplazamiento estacional de los centros de acción. La variabilidad de los estados del tiempo es producto de ésta dinámica y en ocasiones genera vientos fuertes, tornados, caída de granizo, tormentas de polvo, lluvias intensas [4]. El Decreto 2585, reglamentario de la Ley 13647 define al partido de Bahía Blanca, atento a sus características edafo-climáticas y productivas, como semiárido. Existe una dominancia anual de vientos cuya mayor frecuencia es del Norte, Noroeste y Oeste [5]. Teniendo en cuenta las clasificaciones climáticas internacionalmente reconocidas, el clima de Bahía Blanca se consideraría como BS semiárido ó Subhúmedo seco, con nulo o pequeño exceso de agua, dando lugar a suelos con alta susceptibilidad a la erosión eólica. Como resultado de este proceso de erosión se produce la remoción y disgregación de partículas del suelo que son transportadas por los vientos locales (predominantemente del cuadrante NO) a las áreas urbanas de Bahía Blanca, incrementando la exposición de material particulado atmosférico en la población. Los registros de los monitoreos continuos locales de PM<sub>10</sub> han evidenciado el simultáneo aumento de la concentración de este contaminante con los episodios de tormentas de polvo.

El objetivo de este trabajo es analizar 10 años de monitoreo de PM<sub>10</sub> en un mismo sitio en función de variables meteorológicas, temporales, espaciales y estacionales que permitan explicar su comportamiento.

## 2. METODOLOGIA

Los datos de PM<sub>10</sub> fueron obtenidos con equipos analizadores continuos TEOM 1400<sup>a</sup> Rupprecht & Patashnik y TEOM 1405 Thermo Fisher Scientific. El sistema de adquisición, transmisión y almacenamiento de datos se realiza mediante un software desarrollado por la Universidad Tecnológica Nacional- Facultad Regional Bahía Blanca (UTN-FRBB) y por la oficina municipal de Sistematización de Datos.

Los resultados obtenidos fueron validados de acuerdo a un procedimiento que consta de 3 niveles de evaluación: Nivel 1: Verificación desde la base de datos en tiempo real de datos anómalos. Nivel 2: Identificación y eliminación de datos no válidos y de datos ausentes, identificando y reportando las causas en cada caso. En este nivel de validación se analiza también la suficiencia de datos. Se considera que un 75% de mediciones válidas es el número mínimo suficiente para calcular los valores promedios para cada período de observación. Para el valor promedio de 24 h (1 día) se requieren 18 observaciones válidas de promedios horarios y por otra parte se requieren 273 datos diarios para promedio anual. Nivel 3: Evaluación de la consistencia espacial, temporal y estacional de los datos. Este último nivel de evaluación está referido a la interpretación de la información obtenida en función de datos meteorológicos, eventos industriales y situaciones extraordinarias (recepción de las emisiones de erupciones

volcánicas, entre otras).

Actualmente se cuenta con dos estaciones de monitoreo continuo, denominadas EMCABB I, ubicada en Villa Delfina ( $38^{\circ} 45' 32''$  S-  $62^{\circ} 17' 08''$  O) y EMCABB II ubicada en Ingeniero White ( $38^{\circ} 46' 52.77''$  S-  $62^{\circ} 16' 02''$  O). La escala representativa para el monitoreo es de tipo local, de acuerdo a lo indicado por la USEPA en el Quality Assurance -Handbook-Vol-II. Los sitios de emplazamiento de las estaciones de monitoreo responde a lo descrito por el 40 CFR Part 58 Appendix D y son los indicados en la Figura 1.

Los datos meteorológicos son provistos por estaciones meteorológicas propias marca Davis, modelo Vantage ProII auditadas periódicamente por el Departamento de Geografía de la Universidad Nacional del Sur. Las mismas están ubicadas en Ingeniero White, en el mismo predio de la EMCABB II y a unos 3 kilómetros de la EMCABB I.

Para las evaluaciones de concentración de  $PM_{10}$  respecto a la hora del día se trabajó con datos promedios horarios. Para las evaluaciones respecto al día de la semana y de datos meteorológicos se trabajó con los promedios de 24 hs, respectivamente. En este último caso se alinearon los datos, eliminándose los días para los cuales no se contaba con datos de alguna de las 2 variables.

El presente trabajo presenta los resultados de los estudios iniciales que se realizaron aplicando técnicas de estadística descriptiva (medidas de posición: media, mediana, varianza, coeficiente de variación, rango de percentiles, frecuencias); que se complementarán con estudios de estadística inferencial que actualmente se están desarrollando en colaboración con el INQUISUR.



**Figura 1:** Ubicación de las estaciones de monitoreo EMCABB I (Villa Delfina) y EMCABB II (Ingeniero White)

### 3. MARCO NORMATIVO Y DE REFERENCIA

La norma de calidad de aire ambiente del Decreto 3395/96, reglamentario de la Ley Provincial 5965, establece una concentración de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para un período de exposición de 24 horas y de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para un año de exposición. Esta norma está actualmente en revisión, a través de la Comisión Revisora Permanente, conforme a lo establecido en el artículo 3° del citado Decreto.

Las Directrices de la OMS sobre la Calidad del Aire (2005) ofrecen una evaluación de los efectos sanitarios derivados de la contaminación del aire, así como de los niveles de contaminación perjudiciales para la salud. Los niveles sugeridos son:  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de media en 24 horas y  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de media anual, ambos para  $\text{PM}_{10}$ . Además de los valores, las Directrices establecen metas intermedias para concentraciones de  $\text{PM}_{10}$  y  $\text{PM}_{2,5}$  destinadas a promover una reducción gradual de concentraciones altas a otras más bajas [6].

### 4. RESULTADOS DE $\text{PM}_{10}$

En las tablas 1 y 2 se muestran los resultados de los monitoreos de material particulado suspendido  $\text{PM}_{10}$ , referidos a promedios de 24 horas y expresados en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los datos de la tabla 1 corresponden a la EMCABB I y los de la tabla 2 a la EMCABB II.

Año	2004	2005	2006	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Máximo Promedio de 24 horas	395.7	393.7	458.3	574.5	405.8	312.3	458.1	276.2	278.7	257.3
Promedio Anual	I	50.4	63.8	71.9	I	51.7	71.0	53.1	60.1	46.7
Mediana de Promedios 24 horas	33.0	40.2	49.2	50.0	38.1	41.6	48.6	40.3	48.9	38.7
Mínimo Promedio de 24 horas	2.5	3.6	5.6	5.2	4.2	3.8	4.3	4.1	4.9	3.2
Coefficiente de variación	95.8	86.7	86.7	99.8	117.1	78.8	92.1	78.2	73.3	76.0
N° de datos Promedios 24 horas	270	320	318	340	206	358	346	325	311	330
N° de datos $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	9	11	22	35	27	12	34	11	17	5

**Tabla 1:** Datos EMCABB I. Villa Delfina. I: datos insuficientes para promediar

Año	2013	2014
Máximo Promedio de 24 horas	203.6	196.0
Promedio Anual	47.6	32.1
Mediana de Promedios 24 horas	39.5	27.6
Mínimo Promedio de 24 horas	10.1	3.4
Coefficiente de variación	63.8	66.1
N° de datos Promedios 24 horas	323	362
N° de datos $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	4	1

**Tabla 2:** Datos EMCABB II. Ingeniero White

Se puede observar en las tablas 1 y 2 que en ambos sitios se superó la norma para 24 horas de exposición de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  varias veces cada año. Durante los años 2008 y 2011 en la EMCABB I se alcanzaron valores record de 34 y 35 veces por encima de la norma en coincidencia con las erupciones de los volcanes (Chaiten-2008 y Puyehue-2011), cuyas cenizas llegaron a Bahía Blanca y la zona ocasionando problemas de disminución de visibilidad en rutas y cierre del aeropuerto local, entre otros inconvenientes.

Los promedios anuales superaron o estuvieron muy próximos al valor de la norma para 1 año de exposición de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La única excepción es el promedio del año 2014 de la EMCABB II. Es importante tener en cuenta que éste último año fue excepcionalmente lluvioso en la región y en Bahía Blanca con más de 1000 mm, mientras que la media anual histórica (período 1908-2008) fue de 584 mm [7]. Durante el año 2014 el registro de precipitaciones superó los 1000 mm. Para todos los años los valores mínimos de promedios de 24 están muy por debajo de la norma.

Por otra parte se puede observar que los coeficientes de variación son muy elevados, entre 73,3% (año 2013) y 117,1% (año 2009). Podemos inferir que esta variabilidad es consecuencia, principalmente, de la gran variabilidad meteorológica antes apuntada.

Los resultados de  $\text{PM}_{10}$  de los años 2013 y 2014 de EMCABB I son superiores a los de la EMCABB II.

Año	1 (1997)	2 (1997)	2 (1998)	1 (1999)
Máximo Promedio de 24 horas	186.7	286.8	279.7	197.0
Promedio del período	52.1	74.6	132.8	38.8
Mediana de Promedios 24 horas	42.8	65.2	111.7	34.2
Mínimo Promedio de 24 horas	9.2	15.3	38.5	6.1
Coefficiente de variación	68.4	52.3	49.8	64.6
N° de datos Promedios 24 horas	135	134	33	265
N° de datos $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	4	5	11	2

**Tabla 3:** Campañas 1997-1999. Sitio 1) Barrio 26 de Septiembre. Sitio 2) centro de Ingeniero White.

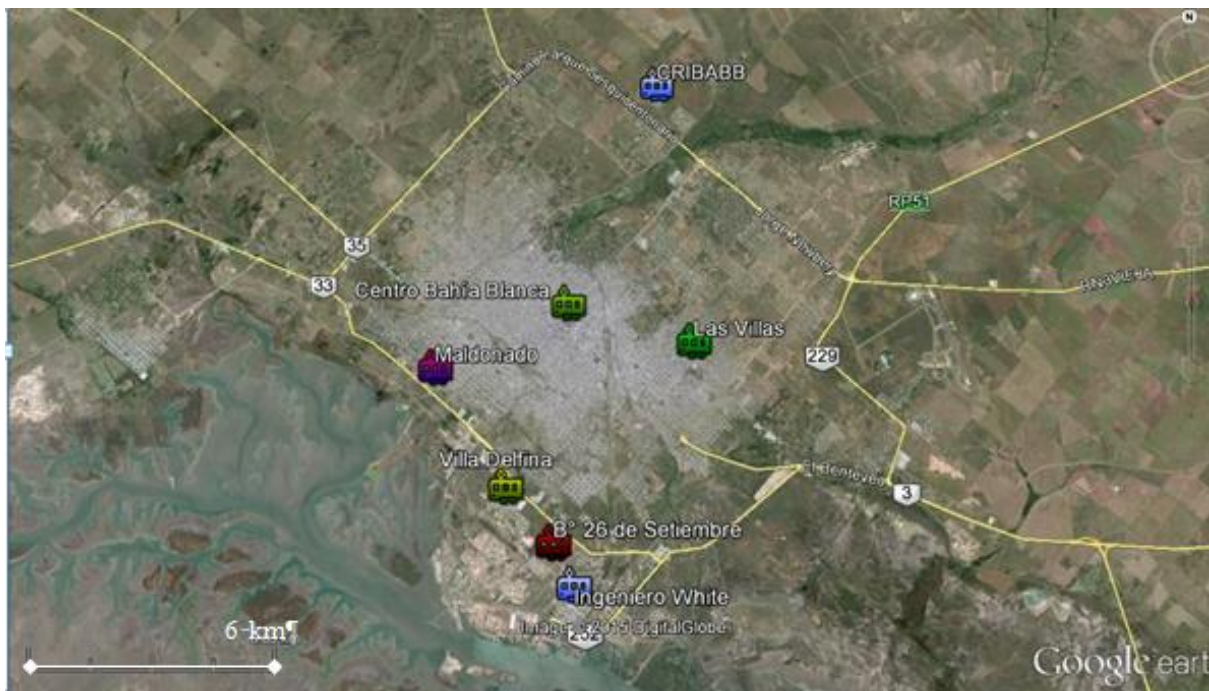
Año	Centro (1998)	Las Villas (1998)	CRIBABB (1998)	Maldonado (1999)
Máximo Promedio de 24 horas	184.2	247.5	177.5	124.6
Promedio del período	72.3	86.9	59.3	59.8
Mediana de Promedios 24 horas	70.4	88.1	53.2	59.2
Mínimo Promedio de 24 horas	17.1	34.4	14.2	11.8
Coefficiente de variación	35.1	46.2	58.0	46.7
N° de datos Promedios 24 horas	166	101	60	55
N° de datos $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	3	6	1	0

**Tabla 4:** Campañas en diferentes sectores del partido de Bahía Blanca. Años 1998-1999

Respecto a monitoreos previos, en la tabla 3 se muestran datos del sector de Ingeniero White y barrios aledaños, realizados entre los años 1997 y 1999. En la tabla 4 se exponen los datos de



otros sitios fuera de dicho área. Los puntos de monitoreo se muestran en la figura 2. Si bien se trata de campañas parciales, sin completar años calendarios, se puede advertir que los valores se encuentran dentro de los mismos niveles de concentración másica de  $PM_{10}$  de la década estudiada. Inclusive, los datos de CRIBABB, vientos arriba de la ciudad respecto a los vientos predominantes y situado a unos 6 kilómetros del centro de la ciudad y a unos 12 km del área de Ingeniero White, presentan valores de promedio de 24 horas por encima de la norma. Existe una situación extraordinaria correspondiente al Centro de Ingeniero White (año 1998), en el cual de 33 días monitoreados la norma fue superada en 11 oportunidades. Esto fue a consecuencia de los movimientos de suelo, realizados en esa época con motivo del relleno de tierras para las nuevas radicaciones industriales. Informe PIM 2003 [2].



**Figura 2:** Plano de ubicaciones de EMCABB I en diferentes lugares, Periodo 1997-1999

## 5. RELACION ENTRE CONCENTRACIONES DE $PM_{10}$ Y VARIABLES METEOROLÓGICAS, TEMPORALES Y ESTACIONALES

### 5.1 Concentraciones de $PM_{10}$ y variables meteorológicas

La relación entre concentraciones de  $PM_{10}$  y condiciones meteorológicas ya había sido analizada para el período 2004-2006, trabajando con más de 18000 datos promedios horarios de  $PM_{10}$  (PIM 2007) [2]. En dicho estudio se corroboró que las concentraciones promedios aumentaban en general, en condiciones de altas intensidades de viento y bajos porcentajes de humedad, como puede observarse en las figuras 3 y 4.

Se repitió el estudio con 1324 promedios de 24 horas (correspondientes a más de 25.000 promedios horarios) de 4 años de monitoreo (2010, 2012, 2013 y 2014).

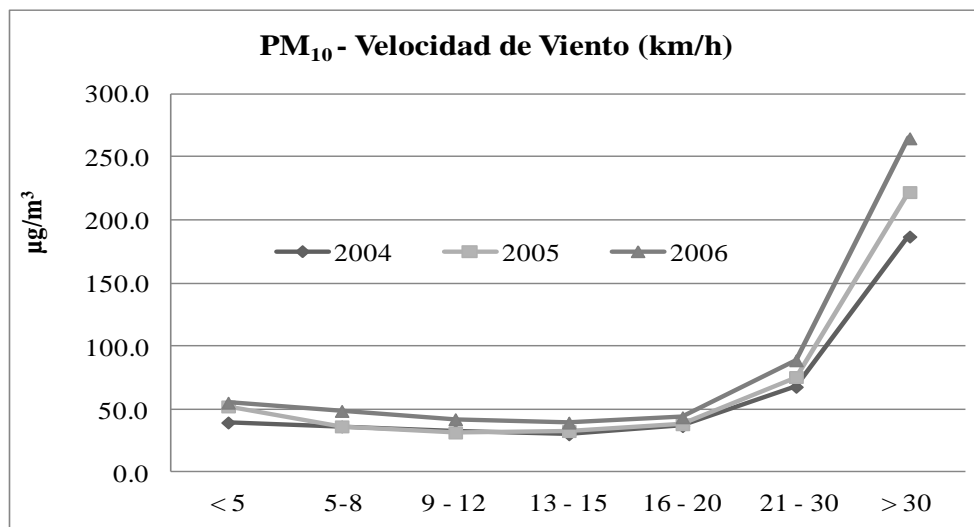


Figura 3: PM<sub>10</sub> en relación con Velocidad de viento

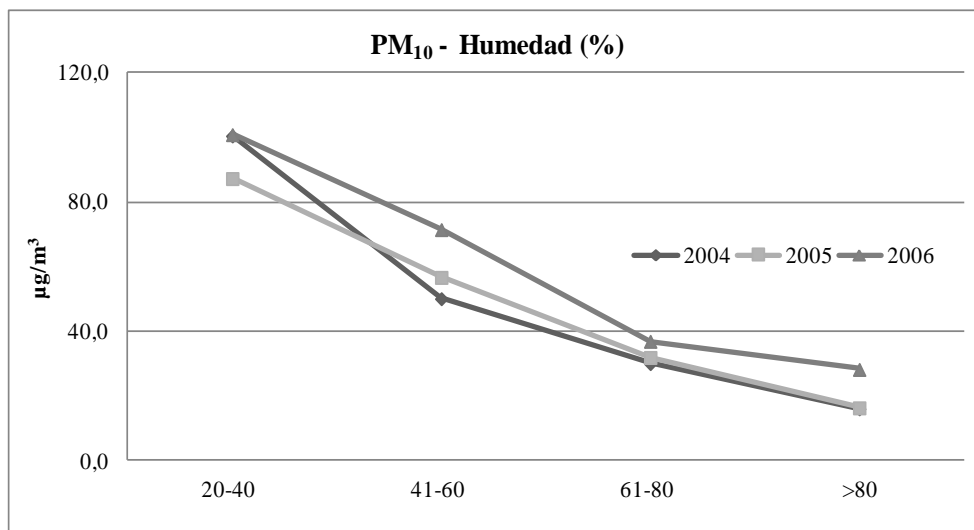
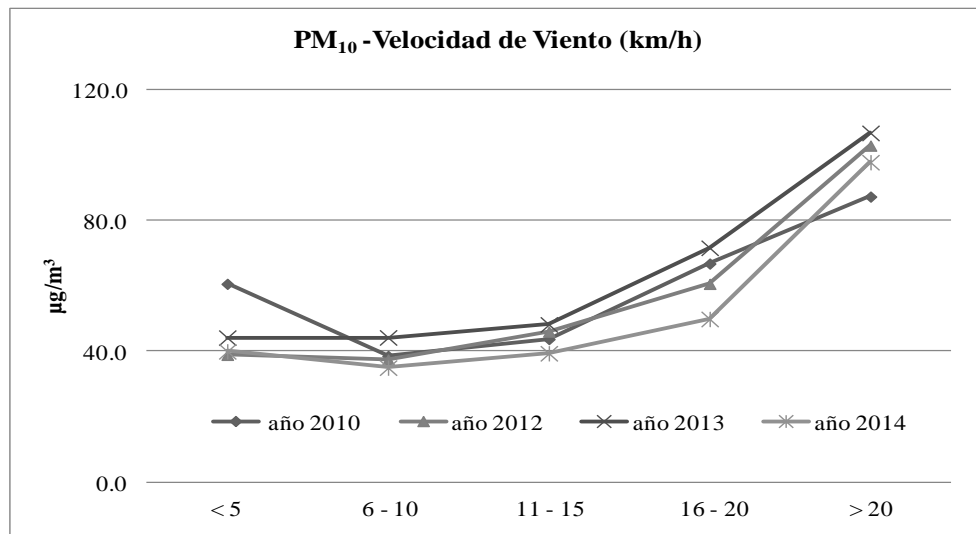


Figura 4: PM<sub>10</sub> en relación con Humedad relativa %.

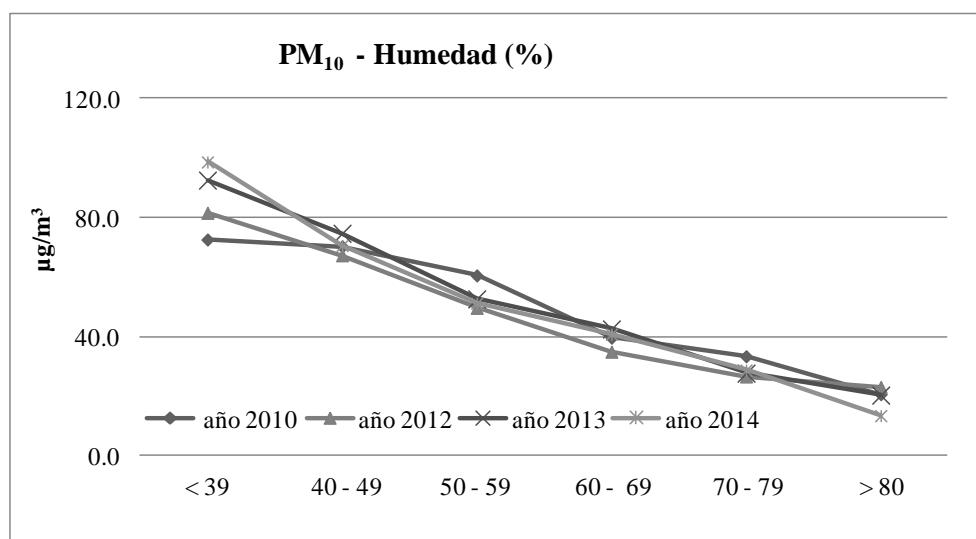
Para el análisis de concentración de PM<sub>10</sub> respecto a velocidad de viento se dividieron los datos en 5 rangos (km/h): menor a 5 o calma, de 5 a 10, de 11 a 15, de 16 a 20 y mayor de 20. Como se puede observar en la figura 5 y al igual que para el período 2004-2006 (figura 3) la concentración de material particulado es directamente proporcional a la velocidad de viento por encima de 11 km/hora de viento promedio de 24 horas. Por otro lado, para vientos menores a 5 km/h, los valores son levemente superiores a los rangos siguientes, lo que se podría explicar por los incrementos típicos de concentración de contaminantes en condiciones de estabilidad atmosférica. En todos los casos se puede señalar que los promedios se incrementan considerablemente por encima de 20 km/h para el promedio horario de PM<sub>10</sub> o de 16 km/h para el promedio de 24 horas. En el periodo 2004-2006, que se trabajó con



promedios horarios, se verifica que por encima de 30 km/h en todos los casos se obtuvieron promedios de  $PM_{10}$  por encima de  $150\mu g/m^3$ .



**Figura 5:**  $PM_{10}$  en relación con Velocidad de viento. Calculado con promedios de 24 hs. (2010-2014)



**Figura 6:**  $PM_{10}$  en relación con Humedad relativa %. Calculado con promedios de 24 hs. (2010-2014)

Respecto a la humedad, se evaluaron las concentraciones promedios en los rangos 20-40%, 41-60%, 61-80% y mayor de 80%. Se puede observar, en la figura 6 que la concentración de  $PM_{10}$  es inversamente proporcional al porcentaje de humedad ambiente. A los mismos resultados se arribó con los datos de período 2004-2006 (figura 4). Es importante destacar que la relación inversa entre  $PM_{10}$  y humedad se mantiene en todos los rangos estudiados, lo que podría indicar que es el factor meteorológico que mejor explica la distribución de

concentraciones de material particulado.

Este comportamiento, respecto a la relación de  $PM_{10}$  con velocidad de viento y humedad, ya había sido reportado en un estudio realizado en ciudades de Estados Unidos y México con climas semiáridos [8].

Por último, la figura 7 muestra la relación de  $PM_{10}$  con Temperatura. Se evaluaron las concentraciones promedio de  $PM_{10}$  en 5 rangos de temperatura: menor de  $10^{\circ}C$ , de 11 a  $15^{\circ}C$ , de 16 a  $20^{\circ}C$ , de 21 a  $25^{\circ}C$  y mayor de  $25^{\circ}C$ . Como resultado se observa que hasta los  $20^{\circ}C$  los promedios se mantienen prácticamente estables y que por encima de esa temperatura, se observa, al igual que la velocidad de viento, una relación directamente proporcional de la temperatura con la concentración de material particulado.

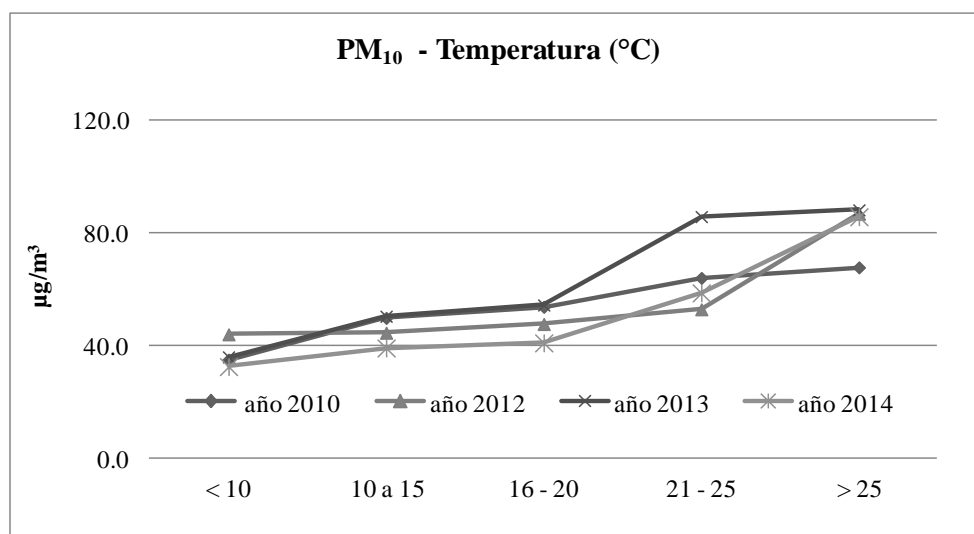


Figura 7:  $PM_{10}$  en relación con la temperatura. Calculado con promedios de 24 hs (2010-2014)

El presente análisis no evalúa la simultaneidad de variables. Sin embargo, las características climáticas locales hacen que los meses cálidos del verano sean a su vez secos y con numerosos días con polvo en suspensión [5]. Es probable, en base a las tendencias observadas para velocidad de viento, humedad y temperatura, que la ocurrencia paralela de 2 o más variables en condiciones de incremento o de disminución de  $PM_{10}$ , exacerbe dichas tendencias.

Otro factor climático que indudablemente tiene efectos sobre las concentraciones de  $PM_{10}$  es la precipitación pluvial. Está demostrada la influencia de precipitaciones del día previo [9]. La evaluación del efecto de las precipitaciones se completará en los estudios futuros.

## 5.2 Concentraciones de $PM_{10}$ en relación a la hora del día

Se promediaron los datos anuales de cada hora para los periodos 2004-2006 de la EMCABB I (figura 8) y 2013-2014 de la EMCABB II (figura 9). Para ambas estaciones se observaron 2 franjas horarias de concentraciones máximas, una entre las 10 y las 12 horas y la otra entre las 20 y las 21 horas. Las horas con menores concentraciones corresponden a la noche y

madrugada, entre las 23 hs y las 6 horas. Este ciclo diario presenta una distribución bimodal con valores máximos coincidentes con los horarios de mayor tránsito urbano, lo que podría sugerir que las emisiones vehiculares y de resuspensión de polvo de calles, especialmente de caminos no pavimentados, constituyen una importante contribución en esas horas.

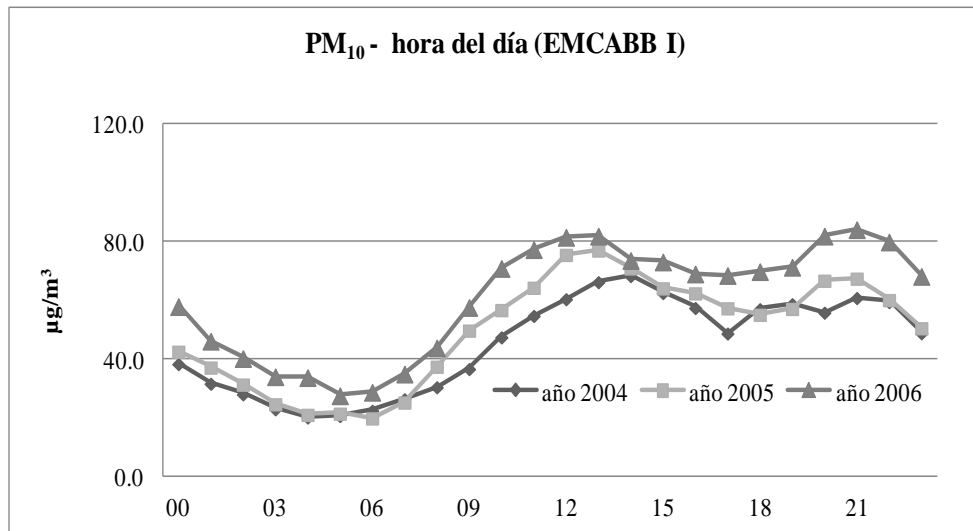


Figura 8: PM<sub>10</sub> en función de la hora del día (2004-2006)

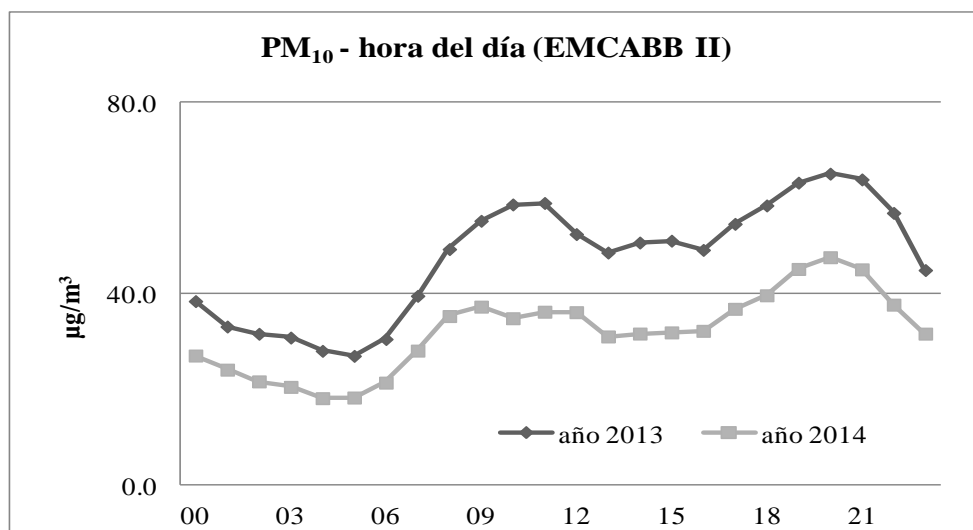


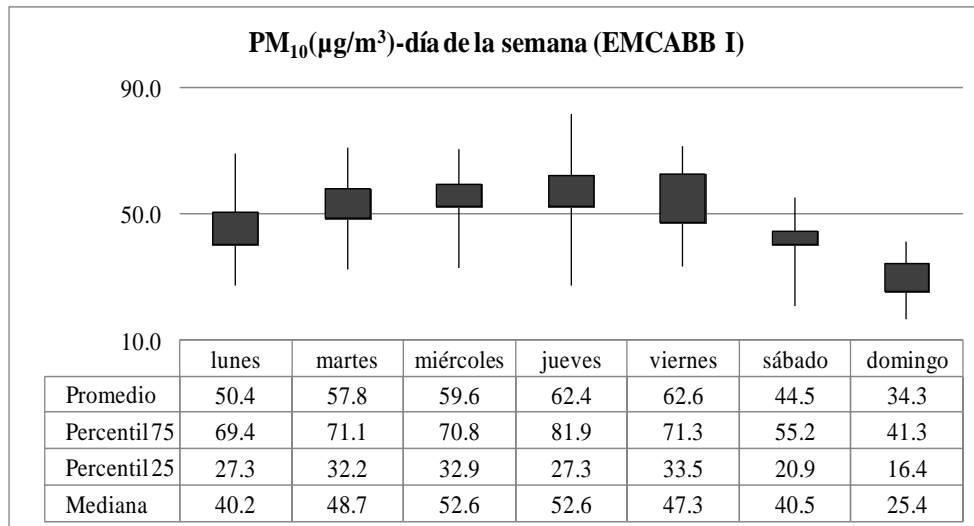
Figura 9: PM<sub>10</sub> en función de la hora del día (2013-2014)

Este patrón de fluctuación diaria de concentraciones coincide con el descrito en otros trabajos hechos para la ciudad de Córdoba, Argentina [10] y para South Queensland, Australia [11] y en 4 sitios de monitoreo en Austria [12]. En el caso de la ciudad de Córdoba los niveles

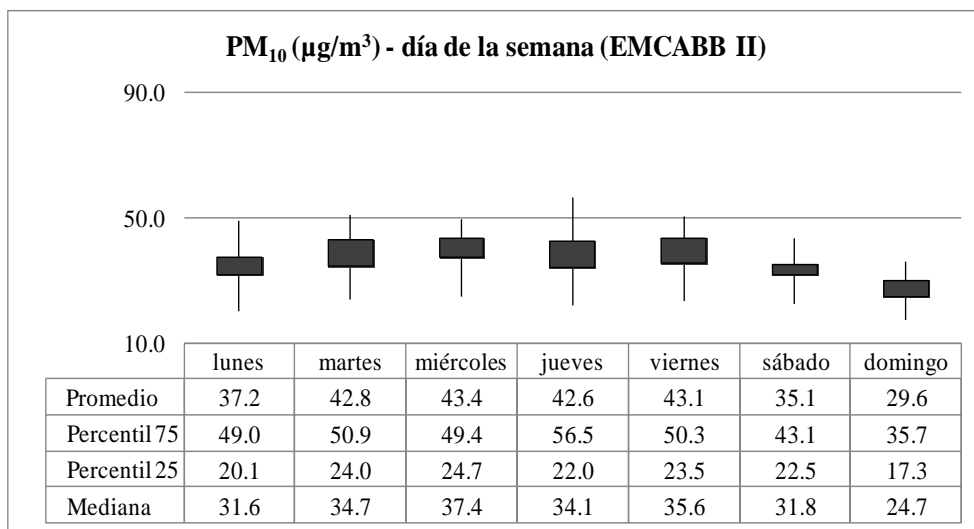
de concentración son similares a los medidos localmente. En los casos de Australia y Austria, los valores locales son superiores a los reportados para esas ciudades.

### 5.3 Concentraciones de PM<sub>10</sub> en relación al día de la semana

Se promediaron para cada día de la semana los datos anuales de los años 2013 y 2014 de PM<sub>10</sub> de la EMCABB I (641 promedios de 24 horas) y de la EMCABB II (685 promedios de 24 horas). En las figuras 10 y 11 se muestran media, mediana y percentiles 25 y 75.



**Figura 10:** concentraciones de PM<sub>10</sub> en función del día de la semana



**Figura 11:** concentraciones de PM<sub>10</sub> en función del día de la semana

Se advierte en ambos puntos de monitoreo una disminución de las variables estudiadas a partir del día sábado y más acentuado el día domingo, encontrándose los mayores valores entre martes y viernes.

Estas observaciones indican una relación entre concentración de PM<sub>10</sub> y actividades urbanas de días laborables. En este sentido el día lunes, por ser el primer día laboral de la semana podría estar influenciado por los bajos valores del día domingo, dado que la actividad de la semana se inicia a partir de las 7 horas del primer día hábil. Este perfil de variación entre días de la semana coincide con los estudiados por otros autores, en la ciudad de Santiago de Cali, Colombia [13] y en 4 sitios de monitoreo (urbano, tránsito, autopistas) de Suiza [9].

Comparando los valores del día de mayor promedio de concentración (viernes, EMCABB I y miércoles, EMCABB II) respecto al de menor concentración (domingo) se verifica un incremento de 45.2% para la estación de Villa Delfina y de 32.2% para Ingeniero White. Esta diferencia de fluctuación podría ser a causa de la diferencia de flujo vehicular, en ambos sitios y también por la presencia de arterias sin pavimento, que es mayor en el área de influencia de la EMCABB I respecto a la EMCABB II. También podría tener su explicación en la cercanía a otras fuentes con menor actividad los fines de semana.

En ambos sitios de monitoreo los valores promedios para días domingos, que son de alrededor de 30 µg/m<sup>3</sup>, podrían representar total o parcialmente el aporte de las emisiones provenientes de fuentes fijas de proceso continuo.

#### 5.4 Concentraciones de PM<sub>10</sub> en relación al mes del año

Se promediaron los datos del período en estudio por mes. No se incluyeron los años 2008 y 2011 por ser atípicos, según lo indicado anteriormente. En la figura 12 se muestran los resultados, calculados sobre un total de 2437 promedios de 24 horas, correspondientes a más de 45.000 promedios horarios.

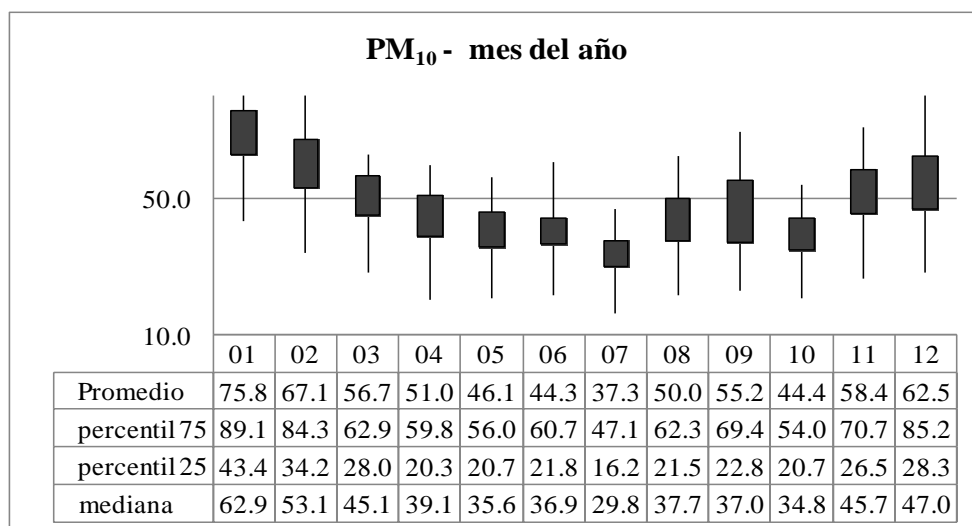


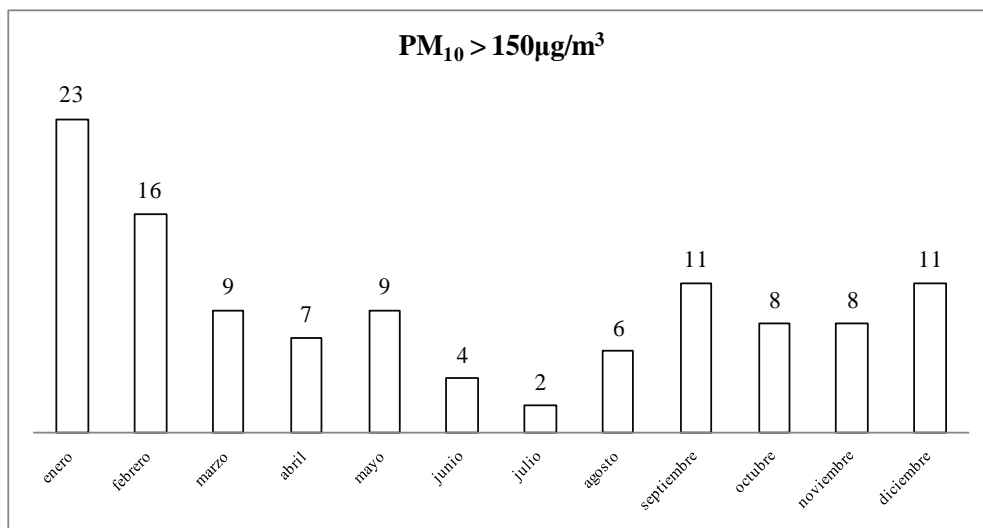
Figura 12: distribución mensual de PM<sub>10</sub>

Se puede observar que los mayores promedios se registran en verano (enero, febrero y diciembre), mientras que los mínimos valores corresponden al invierno (junio y julio).

Se puede observar que los mayores promedios se registran en verano (enero, febrero y diciembre), mientras que los mínimos valores corresponden al invierno (junio y julio).

Como se indicó anteriormente, en el verano se producen simultáneamente condiciones de alta temperatura y bajo porcentaje de humedad, coincidentemente con los mayores promedios de  $PM_{10}$  que se encontraron en los meses estivales. Este perfil es diferente al estudiado en otros lugares, como por ejemplo en sitios de Austria [12], donde los mayores valores se registran en invierno. Esto puede tener su explicación en que en esos sitios se incrementan los contaminantes predominantemente en condiciones de alta estabilidad atmosférica, mientras que en este trabajo se demuestra que el  $PM_{10}$  se incrementa en condiciones meteorológicas de inestabilidad, fundamentalmente los días con fuertes vientos, baja humedad y temperaturas elevadas. Aunque no se puede descartar que los valores estén afectados, a su vez, por actividades estacionales.

En el mismo sentido, la distribución mensual de registros por encima de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respecto a estos mismos datos, se puede observar en la figura 13, que muestra que la norma fue superada con mayor frecuencia en verano.



**Figura 13:** Distribución mensual de registros por encima de la norma para 24 horas de exposición.

## 6. CONCLUSIONES

Los registros históricos en la zona estudiada, basados en más de 10 años de monitoreo, muestran que el  $PM_{10}$  ha superado históricamente las normas de calidad de aire tanto para 24 horas como para 1 año de exposición. Se observa una gran variabilidad de los valores obtenidos atribuida a las particularidades de la zona, caracterizada por alternancia de estados del tiempo.

Los registros de los años 2013 y 2014 en Ingeniero White y Villa Delfina muestran diferencias entre sitios que es necesario continuar evaluando. Los monitoreos previos demuestran que en otros sectores como Centro de Bahía Blanca y vientos arriba de la ciudad (CRIBABB) se verifica la misma condición que en Ingeniero White y barrios aledaños.

En cuanto a la relación con variables meteorológicas, las concentraciones promedios de PM<sub>10</sub> evaluadas son directamente proporcionales a la velocidad de viento y a la temperatura ambiente en los rangos superiores estudiados e inversamente proporcionales a la humedad relativa %, en todas las franjas analizadas. Estas observaciones coinciden con las informadas en trabajos previos realizados en ciudades con climas semiáridos como el de la zona de Bahía Blanca.

Los promedios por hora presentan una fluctuación típica diaria, señalada por otros autores, y relacionada con las horas de mayor tránsito vehicular.

Los registros diarios muestran que las concentraciones son superiores en días laborables, respecto a los fines de semana, lo que ya había sido demostrado también en otros lugares del mundo.

Respecto al comportamiento estacional, se puede indicar que los valores son mayores en verano que en invierno, de igual manera la norma para 24 horas de exposición fue superada con mayor frecuencia en verano.

Existen otros factores, no evaluados en esta oportunidad, que merecen ser analizados a futuro, como por ejemplo los relativos a direcciones de viento, simultaneidad de variables meteorológicas, días con precipitaciones pluviales, actividades agrícolas y portuarias.

No se dispone en este momento de registros actualizados de datos vientos arriba de la ciudad (cuadrante NO) que permitan discriminar cual es la contribución de las fuentes locales y cual la del nivel de fondo regional. Sería importante poder contar a futuro con dicha información, a fin de lograr establecer el nivel de fondo local y tener bases científicas que permitan mejorar las estrategias de control.

El estudio demuestra que las variabilidades observadas en las concentraciones de PM<sub>10</sub> están fuertemente asociadas a factores meteorológicos, por un lado y a factores temporales vinculados a actividades urbanas. También se observan variaciones estacionales que, en principio están asociadas a componentes meteorológicos, pero no hay que descartar que a su vez estén relacionados con actividades de tipo transitorio. Se puede explicar, en función de las condiciones evaluadas en qué situaciones se pueden superar las normas en vigencia. Toda esta información podría ser de utilidad para desarrollar modelos predictivos, a fin de contar con pronósticos de calidad de aire, que desde el punto de vista de la gestión de la salud pública permitirían adoptar medidas preventivas de protección.

## 7. REFERENCIAS

[1] World Health Organization. Ambient (outdoor) air quality and health, Fact Sheet N° 313, (2014).

[2] Municipalidad de Bahía Blanca – Comité Técnico Ejecutivo (CTE): <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/>. Informes medioambientales 2003, Informes

medioambientales 2007.

[3]. Organización Mundial de la Salud – Guías para calidad del aire - OPS/CEPIS/PUB/04.110 (2004).

[4] Campo, Alicia M. Inventarios de eventos climáticos-meteorológicos extremos Suroeste bonaerense (1995-2010) Párrafos geográficos ISSN 1853-9424 (2011)

[5] Capelli de Steffens, A, Piccolo, M Clima Urbano de Bahía Blanca: pág. 30, pág. 171 (2005).

[6] Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre Actualización mundial 2005. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02 (2005).

[7] Campos, A. Análisis de las variaciones anuales de precipitación en el suroeste bonaerense, Observatorio geográfico de América Latina. Argentina 12° Encuentro de Geógrafos de América Latina - EGAL 12 (2009).

[8] Csavina, J, Field, J Effect of wind speed and relative humidity on atmospheric dust concentration in semi-arid climates. *Sci Total Environ.* 2014 July 15; 487: 82-90, doi 1.10.1016/j.scitotenv.2014.03.138 (2014).

[9] Barmpadimos. I, Hueglin Influence of meteorology on PM<sub>10</sub> trends and variability I Switzerland, from 1991 to 2008 *Atmos. Chem Phys* 11, 1813-1835 ( 2011).

[10] Caputo, M; Sbarato, V Estudio de la contaminación del aire la ciudad de Córdoba en el período Dic. 95-Nov 96 Parte II Evaluación diaria de distintos contaminantes atmosféricos, su relación con las fuentes de emisión y variables meteorológicas *Anales Asociación Física Argentina (AFA)*, (1999).

[11] Morawska, L. Vishvakarman Diurnal variation on PM<sub>10</sub> concentration and its spatial distribution in the South East Queensland airshed. *Clean Air and environmental quality* 41(4) pp.19-25 (2007).

[12] Gosmiscek, H Spatial and temporal variation of PM<sub>1</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> and particle number concentration during the AUPHEP-project. *Atmospheric environment* 38(2004) 3917-3934 (2004).

[13] Silva Vinasco, J Variación espacial y temporal de concentraciones de PM<sub>10</sub> en el área urbana de Santiago de Cali, Colombia. *Revista Ingeniería de los recursos naturales y del ambiente* (2013).



**DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL INDIRECTA DE LA  
CONCENTRACIÓN DE HIDROCARBUROS (HC) EN LOS GASES  
LIBERADOS A LA ATMÓSFERA EN SISTEMAS DE  
ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO DE HIDROCARBUROS  
(SASH)**

**Servetti, Gustavo I.<sup>1\*</sup>, Ahumada, Guillermo N.<sup>1\*</sup>, Torres, Mariano L.<sup>1\*</sup>, Fonseca, José M.<sup>1\*</sup>, Macaño, Héctor R.<sup>1\*</sup>, Britch, Javier<sup>1\*</sup>**

1\*: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)

Facultad Regional Córdoba

Universidad Tecnológica Nacional

Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba.

e-mail: gservetti@ciqa.com.ar, web: <http://www.ciqa.com.ar>

**Resumen.** *En este trabajo, se determina de manera experimental la concentración de hidrocarburos (HC) en aire que se libera por los venteos de los Sistemas de Almacenamiento Subterráneo de Hidrocarburos (SASH) asociados a naftas en estaciones de servicio (EESS), a través un método de medición indirecto. Mediante un sensor galvánico, se hace un seguimiento de la variación de la concentración de oxígeno (V/V) en el gas venteado, permitiendo el cálculo de la concentración volumétrica de HC. De acuerdo a los cálculos realizados en el anterior trabajo de Gustavo Servetti et al. [1] se pudo determinar que la principal fuente de contaminación del aire producida por las EESS es la liberación de HC durante la operación de transferencia de combustible entre tanques, por la compensación de presión en el sistema. Los resultados obtenidos del relevamiento experimental concuerdan con las estimaciones realizadas por el modelo planteado en el trabajo de Gustavo Servetti et al. [1], verificando así la capacidad predictiva de dicho modelo para determinar la concentración de HC en la atmósfera gaseosa asociada a los almacenamientos de naftas. A partir de esto, se puede estimar una tasa de emisión de HC a la atmósfera, debido a la operación de instalaciones SASH, principalmente en aquellas EESS que no cuentan con un sistema de recuperación de gases en servicio.*

**Palabras Clave:** Venteo, Estaciones de Servicio, Liberación de HC, Medición de oxígeno, Operación de SASH.

## **1. INTRODUCCIÓN**

Los hidrocarburos de bajo peso molecular que intervienen en el corte de los combustibles fósiles, son los que le confieren la volatilidad a dichos combustibles y por lo tanto los hace potencialmente más contaminantes de la atmósfera cuanto mayor es la proporción de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) en el corte.

Todo almacenamiento de líquidos involucra una operación de llenado/vaciado y para que ella evolucione sin generar tensiones en el sistema que lo contiene, debe compensar la

diferencia de presión contra la atmósfera. Esta compensación de presión de los sistemas de almacenamiento con la atmósfera se da habitualmente a través de una comunicación llamada venteo. Éste constituye una fuente de HC al medio ambiente a través de dos fenómenos: la difusión y la compensación de presiones.

Este estudio se realizó sobre instalaciones que disponen de sistemas de almacenamiento subterráneo de hidrocarburos (SASH), especialmente aquellas asociadas a la comercialización de combustibles como las estaciones de servicio (EESS) y que en general constituyen una fuente de contaminación de hidrocarburos para la población circundante.

Las EESS son instalaciones de almacenamiento donde permanentemente se transfiere combustible, ya sea durante la descarga de los camiones a los tanques subterráneos para reposición de stock o durante el proceso de despacho de combustible a los usuarios. En cualquiera de los casos se presenta la emisión de HC al medio ambiente por el fenómeno de compensación de presión del sistema de almacenamiento. Fundamentalmente para este tipo de instalaciones y como se ha demostrado en el trabajo de Gustavo Servetti et al. [1], el aporte de HC al ambiente debido al fenómeno de difusión a través de los venteos, es despreciable frente al de compensación de presión durante la operación de transferencia de hidrocarburos líquidos (aproximadamente 25 kg/año ~ 0.3%).

Una metodología rápida, económica y sencilla que permita relevar la composición de HC de la mezcla gaseosa emitida por los venteos al medio ambiente, permitió verificar la estimación de la tasa de emisión publicada en el trabajo de Gustavo Servetti et al. [1]. La validación del modelo, permitió transformarlo en determinístico de la tasa de emisión de hidrocarburos livianos (del orden de las naftas) al medio ambiente, vinculado a las características del combustible almacenado, temperatura y volumen manipulado en las operaciones de transferencia entre los distintos almacenamientos. Se escogió nafta como combustible de análisis porque es un combustible ampliamente comercializado en Argentina y el que presenta una mayor proporción de VOCs en el corte, por lo que resultan potencialmente más agresivos al ambiente.

## **2. RELEVAMIENTO EXPERIMENTAL DE LA CONCENTRACIÓN DE HC EN LA MEZCLA GASEOSA VENTEADA A LA ATMÓSFERA**

### **2.1. DESCRIPCIÓN DE LA EXPERIENCIA**

Se determinó la concentración de HC en la mezcla gaseosa venteada a la atmósfera durante la operación de descarga de nafta desde el camión cisterna al tanque subterráneo en dos EESS de distinta bandera (YPF y Shell). En cada una de ellas se repitió el relevamiento en tres ocasiones distintas de descarga del camión a los mismos tanques de nafta.

Para la determinación de la composición de HC se utilizó un método indirecto, a través del seguimiento de la concentración de oxígeno elemental a la salida del venteo. Para ello, se utilizó el procedimiento establecido por IRAM 29246-2:2005: “Parte 2: Procedimiento de evaluación de los sistemas de medición continua de emisiones de O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>” – Análoga a

US-EPA Performance Specification 3: “Specifications and Test Procedures for O<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> Continuous Emission Monitoring Systems in Stationary Sources”.

El seguimiento de la concentración de oxígeno (V/V) se realizó mediante la utilización de un “analizador de gases de combustión”, marca testo 350, que dispone de un sensor del tipo galvánico. Este equipo se conforma de una caja analizadora que es el aparato de medición propiamente dicho, conectado a una unidad de control (Control Unit) que muestra los valores medidos en tiempo real y registra los valores instantáneos cada un segundo. El equipo dispone de una bomba de diafragma en su interior (caudal: 1 L/min) y cuenta con un rango de medición del O<sub>2</sub> de 0 a 25 Vol% y una resolución de 0.01 Vol%.

En el extremo del venteo que descarga a la atmósfera se enroscó un niple de acero galvanizado de 1 m de largo y del mismo diámetro que el propio venteo (1 ¾”). El acoplamiento roscado de este niple se llevó a cabo a través de una cupla, la cual disponía de un acople por donde se conectaba la succión del equipo. El montaje de la succión del equipo permitió tomar la muestra sobre el flujo gaseoso emitido por el venteo durante la operación de llenado del tanque.

Antes y luego de finalizada la descarga del camión, se midió la temperatura del contenido líquido almacenado en el tanque subterráneo receptor de la descarga. También, antes de comenzar la descarga se midió la temperatura del contenido líquido del tanque cisterna. Para esto, se utilizó un termómetro digital marca UNI-T UT30C conectado a una PT100 sumergida en el líquido.

El seguimiento de la concentración de O<sub>2</sub> se hizo durante el tiempo completo que demandó la operación de descarga. La descarga se realizó por gravedad y el tiempo requerido por esta operación estuvo ligado al volumen faltante del tanque receptor.



**Figura 1.** Equipo de monitoreo conectado a uno de los venteos.

## **2.2 Relevamiento experimental de la concentración de O<sub>2</sub>**

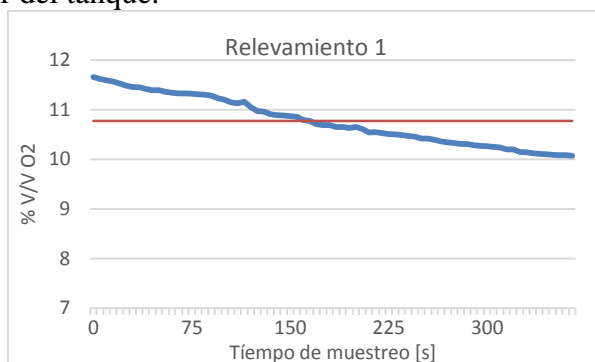
Se realizaron tres relevamientos en dos EESS, durante la operación de descarga de nafta desde el camión cisterna a uno de los tanques subterráneos. Los detalles de estos relevamientos se muestran en la siguiente tabla.

	Relevamiento N°					
	1	2	3	4	5	6
Fecha	05/05/15	12/05/2015	19/05/2015	07/05/15	14/05/2015	21/05/2015
Bandera	YPF	YPF	YPF	SHELL	SHELL	SHELL
Producto	Infinia	Infinia	Infinia	V – Power Nafta	V – Power Nafta	V – Power Nafta
Presión de Vapor Reid [kPa]	90	90	90	90	90	90
Pendiente S [°F/%V]	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
Hora de inicio del relevamiento	12:00	14:30	11:45	17:30	15:15	10:00
Presión atmosférica [atm]	0.97	0.968	0.967	0.98	0.965	0.973
Temperatura ambiente [K] (°C)	293 (20)	293 (20)	297 (24)	292 (19)	296 (23)	295 (22)
Temperatura del líquido en el tanque subterráneo antes de la descarga [K] (°C)	290 (17)	291 (18)	291 (18)	290 (17)	291 (18)	291 (18)
Temperatura del líquido en el tanque subterráneo después de la descarga [K] (°C)	294 (21)	295 (22)	294 (21)	294 (21)	295 (22)	295 (22)
Temperatura media entre antes y después de la descarga [K] (°C)	292 (19)	293 (20)	292.5 (19.5)	292 (19)	293 (20)	293 (20)
Volumen descargado [m <sup>3</sup> ]	5	8	5.3	5.1	9.7	4.98
Tiempo de muestreo [s]	370	660	425	430	905	440
Promedio de concentración de O <sub>2</sub> [% V/V]	10.77	9.83	10.64	10.78	9.78	9.77

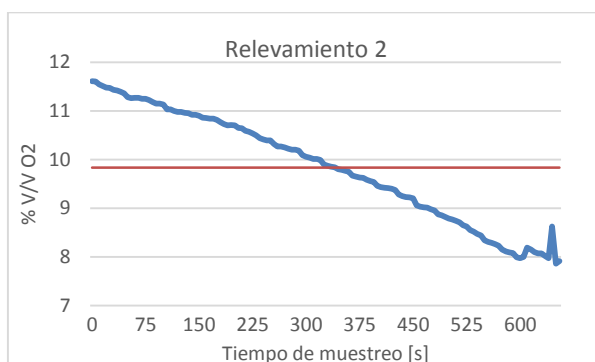
**Tabla 1.** Características de los distintos relevamientos.

Los resultados del relevamiento se muestran en las siguientes gráficas. La línea constante de trazo continuo, corresponde al valor medio de O<sub>2</sub> [% V/V] en cada escenario. En el caso de los relevamientos N° 2 y 5 – que demandaron mayor tiempo debido al volumen descargado – la gráfica muestra cómo busca estabilizarse el valor de la concentración de O<sub>2</sub> al final del monitoreo. Probablemente, este fenómeno esté asociado a la estabilización de la temperatura

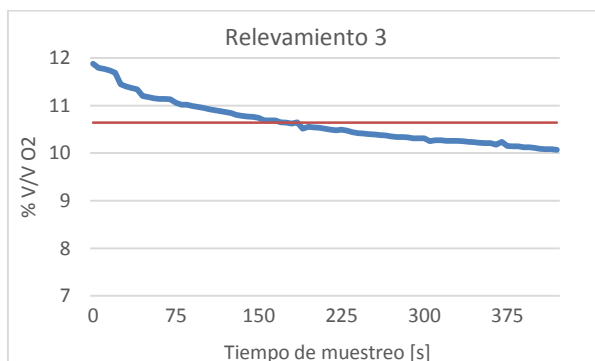
del líquido en el interior del tanque.



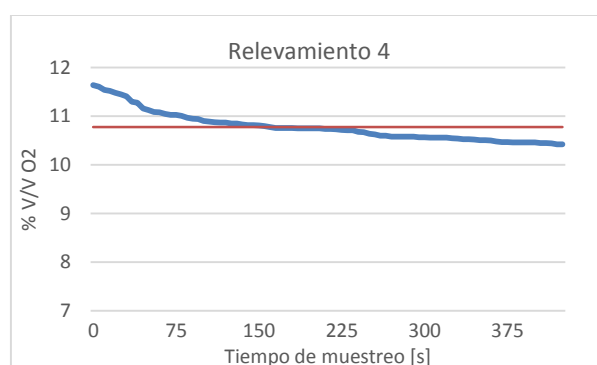
(a)



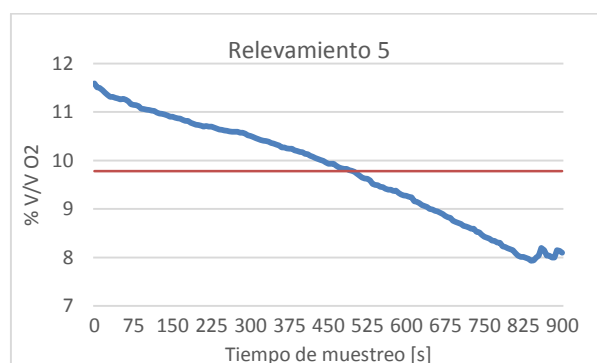
(b)



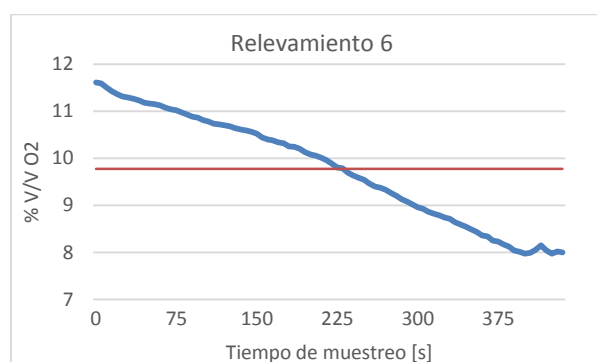
(c)



(d)



(e)



(f)

**Figura 2.** Relevamientos en campo 1(a), 2(b), 3(c), 4(d), 5(e) y 6(f) - % V/V O<sub>2</sub> vs. Tiempo de muestreo [s]

### Cálculo de la concentración molar de HC

El aire de la atmósfera es una mezcla de gases muy estable, sobre todo en las proximidades de la superficie terrestre, por lo que la proporción en la que se encuentran los gases atmosféricos compuestos principalmente por nitrógeno (79%) y oxígeno (21%) permanecen prácticamente constante.

En relación a esto, se debe asumir que la presencia de un contaminante en la atmosfera va a

modificar la fracción molar del nitrógeno ( $N_2$ ) y del oxígeno ( $O_2$ ), manteniendo constante la relación entre ellos. Por lo tanto, conociendo la composición en uno de estos dos gases, permite encontrar la composición del contaminante presente en la atmósfera.

En general, los sistemas gaseosos a presiones en el orden a la atmosférica presentan un comportamiento ideal. En este sentido, conociendo la fracción molar del  $O_2$  (V/V) de la mezcla gaseosa en el interior del tanque subterráneo, la temperatura del líquido almacenado y la presión atmosférica, se puede aplicar la ecuación de estado de los gases ideales [6] para calcular la concentración molar del HC presente en dicha mezcla (ecuación 5), como se muestra a continuación:

Composición de nitrógeno (fracción molar)

$$x_{N_2}(x_{O_2}) = \frac{x_{O_2} * 0.79}{0.21} \quad (1)$$

Composición de aire (fracción molar)

$$x_{aire}(x_{O_2}) = x_{O_2} + x_{N_2}(x_{O_2}) \quad (2)$$

Composición de hidrocarburos (fracción molar)

$$x_{HC}(x_{O_2}) = 1 - x_{aire}(x_{O_2}) \quad (3)$$

Presión parcial de hidrocarburos en aire

$$P_{HC}(x_{O_2}, P_{atm}) = x_{HC}(x_{O_2}) * P_{atm} \quad (4)$$

Utilizando la ecuación de estado de los gases ideales [6], se calcula la concentración de hidrocarburos en aire:

$$C_{HC_{exp}}(x_{O_2}, P_{atm}, T_{liq}) = \frac{P_{HC}(x_{O_2}, P_{atm})}{R_g * T_{liq}} \quad (5)$$

Donde:

$x_{O_2}$ : Fracción molar de oxígeno, obtenida del promedio de las lecturas registradas durante los distintos relevamientos en % V/V.

$x_{N_2}$ : Fracción molar de nitrógeno.

$x_{aire}$ : Fracción molar de aire.

$x_{HC}$ : Fracción molar de hidrocarburos.

$P_{atm}$ : Presión atmosférica [atm]

$P_{HC}$ : Presión parcial de hidrocarburos en aire [atm]

$R_g$ : Constante universal de los gases:  $0.082 * \frac{L*atm}{K*mol}$

$T_{liq}$ : Temperatura del líquido en el interior del tanque de almacenamiento subterráneo [K]

$C_{HC_{exp}}$ : Concentración molar de hidrocarburos en la fase gaseosa del interior del tanque subterráneo [  $\frac{mol}{m^3}$  ]

### 3. MODELO DETERMINISTA DE ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN MOLAR DE HC

#### 3.1. MODELO DE ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN MOLAR DE HC

En el trabajo Gustavo Servetti et al. [1], se propuso un modelo para la estimación de la concentración de HC (ecuación 6), como una función de la pendiente de la curva de destilación ASTM al 10 % evaporado ( $S$ ), la Presión de Vapor Reid ( $P_{Reid}$ ) y la temperatura del líquido almacenado ( $T_{liq}$ ), como se muestra a continuación:

$$C_{HC_{mod}}(S, P_{Reid}, T_{liq}) = \frac{\exp\left[\left[0.7553 - \left(\frac{413}{T_{liq}^{1.8}}\right)\right] * S^{0.5} + \log(P_{Reid} * 0.145) - \left[1.854 - \left(\frac{1042}{T_{liq}^{1.8}}\right)\right] * S^{0.5} + \left[\left(\frac{2416}{T_{liq}^{1.8}}\right) - 2.013\right] * \log(P_{Reid} * 0.145) - \left(\frac{8742}{T_{liq}^{1.8}}\right) + 15.64\right] * 0.068 * atm}{R_g * T_{liq}} \quad (6)$$

Donde:

$C_{HC_{mod}}$ : Concentración molar de hidrocarburos en la fase gaseosa del interior del tanque subterráneo, predicha por el modelo [  $\frac{mol}{m^3}$  ]

$S$ : Pendiente de la curva de destilación ASTM al 10 % evaporado [  $\frac{°F}{\%V}$  ]

$P_{Reid}$ : Presión de Vapor Reid [  $kPa$  ]

$T_{liq}$ : Temperatura del líquido en el interior del tanque de almacenamiento subterráneo [K]

La expresión anterior depende de dos variables asociadas a las características del combustible ( $S$  y  $P_{Reid}$ ) y la condición térmica del líquido en el interior del tanque. Utilizando las especificaciones de las naftas comercializadas por las EESS en las que se realizaron los ensayos y utilizando la temperatura media entre la relevada en el líquido contenido en el tanque, antes y después de la descarga, se estimó mediante la ecuación 6 la concentración de HC en la mezcla gaseosa venteadada. La concentración de HC calculada a partir del relevamiento experimental permitió verificar la concentración predicha por el modelo.

#### 3.2. ESTIMACIÓN DE CONCENTRACIONES EXTREMAS

La Resolución SEM 222/2001 con referencia a la norma IRAM-IAP A 6504, establece las características que deben tener las naftas en el territorio nacional, de acuerdo a la época del año y la zona del país para donde se destine su uso. De acuerdo a ello se estimó la



concentración mínima y máxima que pudieran acontecer con el conjunto de valores de  $S$  y la  $P_{Reid}$  que pudieran propiciar estos escenarios extremos.

Presión de Vapor Reid	Tipo A	Tipo B	Tipo C
mínimo en kPa	35	45	55
máximo en kPa	70	80	90

**Tabla 2.** Presión de Vapor Reid según la norma IRAM-IAP A 6504 [3]

Zona	Tipo A	Tipo B	Tipo C
Norte	del 1° de noviembre al 31 de marzo	del 1° de abril al 31 de octubre	-
Centro	del 1° de diciembre al 29 de febrero	del 1° de marzo al 30 de abril y del 1° de octubre al 30 de noviembre	del 1° de mayo al 30 de septiembre
Sur	-	del 1° de noviembre al 31 de marzo	del 1° de abril al 30 de octubre

**Tabla 3.** Aplicación según zonas y épocas del año (norma IRAM – IAP A 6504) [3]

Refined Petroleum Stock	Reid Vapor Pressure, RPV (psi)	ASTM-D86 Distillation Slope at 10 Volume Percent Evaporated [°F/vol%]
Aviation gasolina	ND	2.0
Naphtha	2-8	2.5
Motor gasolina	ND	3.0
Light naphtha	9-14	3.5

**Tabla 4.** Pendiente de destilación ASTM de cortes refinados de petróleos existentes [4]

De esta manera se estaría generando dos escenarios extremos posibles. El escenario de mínima está establecido por los valores de  $S$  y  $P_{Reid}$  en 2.5 y 35 kPa, respectivamente. Mientras que el escenario de máxima está dado por los valores de  $S$  y  $P_{Reid}$  en 3.5 y 90 kPa, respectivamente.

### 3.3. CONCENTRACIONES PREDICHAS POR EL MODELO, Y VERIFICADAS A PARTIR DEL RELEVAMIENTO DE CAMPO

Para los cálculos, tanto para la concentración experimental ( $C_{HC_{exp}}$ ) como para la concentración predicha por el modelo ( $C_{HC_{mod}}$ ), se consideró la temperatura media entre la temperatura del líquido almacenado, antes y después de la descarga del camión cisterna. En la tabla 5 se detallan los resultados experimentales y los predichos por el modelo. También se muestra el error relativo porcentual ( $E_{r\%}$ ) de los valores predichos para cada experiencia.

Esc	$T_{med}$ [K]	$C_{HC_{exp}}$ [mol/m <sup>3</sup> ] (% V/V) @ $T_{med}$	$C_{HC_{mod}}$ [mol/m <sup>3</sup> ] (% V/V) @ $T_{med}$	$Er\%$ [%]	$C_{HC_{min}}$ [mol/m <sup>3</sup> ] (% V/V) @ 293 K	$C_{HC_{max}}$ [mol/m <sup>3</sup> ] (% V/V) @ 293 K
1	292	20.33 (48.7)	21.85 (52.32)	7.48	8.00 (19.22)	23.11 (55.52)
2	293	22.14 (53.2)	22.51 (54.08)	1.67		
3	292.5	20.57 (49.3)	22.12 (53.05)	7.54		
4	292	20.33 (48.7)	21.85 (52.32)	7.48		
5	293	22.31 (53.4)	22.51 (54.08)	0.90		
6	293	22.26 (53.5)	22.51 (54.08)	1.12		

**Tabla 5.** Concentraciones resultantes predichas por el modelo determinístico y el relevamiento de campo.

Se observa que los errores relativos porcentuales se agrupan en dos órdenes de magnitud (alrededor de 1% y 7%), con un error relativo medio del 4%. En las dos últimas columnas de la tabla 5, se presentan los valores de concentración mínima ( $C_{HC_{min}}$ ) y concentración máxima ( $C_{HC_{max}}$ ), predichas en función de las características de las naftas que podrían comercializarse en Argentina.

### 3.4. MODELO DE ESTIMACIÓN DE LA TASA DE EMISIÓN [MASA/TIEMPO]

Los tanques de almacenamiento de HC líquidos disponen en su interior de una fase gaseosa, compuesta por una mezcla de aire y vapor de HC. En el proceso de transferencia del HC líquido de un almacenamiento a otro, se genera un desplazamiento de los gases presentes en el almacenamiento receptor. Estos gases son expulsados al exterior por compensación de presión del sistema, a través de los venteos que todo almacenamiento atmosférico dispone. Por lo tanto, el volumen desplazado de mezcla gaseosa (vapor de HC + aire) es igual al volumen de líquido de HC transferido de un almacenamiento a otro. Este fenómeno se da tanto durante el proceso de descarga de los camiones cisternas a los tanques subterráneos, como durante la operación de expendio de combustible a un vehículo particular. En consecuencia, el volumen líquido comercializado por una estación de servicio en una base temporal, permite calcular el volumen gaseoso eliminado a la atmósfera por compensación de presión, en la misma base temporal. Teniendo en cuenta que por cada volumen líquido comercializado en una estación de servicio, éste recibe dos trasvases (desde el camión cisterna al tanque subterráneo y desde este último al tanque de los vehículos usuarios), toda estación de servicio libera a la atmósfera dos volúmenes equivalentes líquidos, de la mezcla gaseosa generada en los almacenamientos. En el trabajo Gustavo Servetti et al. [1] se calculó el peso molecular de la fracción de petróleo en cuestión, utilizando la ecuación 7 [5]:

$$PM(T_b, \nu) = 20.486[\exp(1.165 * 10^{-4} * T_b - 7.78712 * \nu + 1.1582 * 10^{-3} * T_b * \nu)] * T_b^{1.26007} * \nu^{4.98308} * \frac{g}{mol} \quad (7)$$

Donde:

$PM(T_b, \nu)$ : Peso molecular de la fracción de petróleo considerada (nafta)  $[\frac{g}{mol}]$

$T_b$ : Promedio de la temperatura de ebullición del corte de petróleo considerado (nafta)  $[R]$

$\nu$ : Gravedad específica del corte de petróleo considerado (nafta) @60°F

El modelo de cálculo de la concentración de HC en la fase gaseosa del interior de los almacenamientos que ventean directamente a la atmósfera, permite estimar la tasa de emisión de HC al medio ambiente (ecuación 8), de la siguiente forma:

$$W_T(S, P_{Reid}, T_{eq}, T_b, \nu, V_D) = C_{HC_{mod}}(S, P_{Reid}, T_{eq}) * \frac{PM(T_b, \nu)}{1000} * 2 * V_D * \frac{kg}{año} \quad (8)$$

Donde:

$W_T$ : Tasa de emisión de hidrocarburos a la atmósfera por compensación de presión  $[\frac{kg}{año}]$

$C_{HC_{mod}}$ : Concentración molar de hidrocarburos predicha por el modelo en la fase gaseosa del interior del tanque subterráneo  $[\frac{mol}{m^3}]$

$PM$ : Peso molecular de la fracción de petróleo considerada (nafta)  $[\frac{g}{mol}]$

$V_D$ : Volumen de nafta comercializado por año  $[\frac{m^3}{año}]$

$2 * V_D$ : Volumen gaseoso anual desplazado por las operaciones de transferencia de combustible en las EESS  $[\frac{m^3}{año}]$

### 3.5. ESTIMACIÓN DE LA TASA DE EMISIÓN DE HC VINCULADOS A NAFTA, EN UNA ESTACIÓN DE SERVICIO UBICADA EN LA REGIÓN CENTRO DE ARGENTINA

Considerando una estación de servicio ubicada en la región centro del país, con un promedio de despacho de nafta de 2433 m<sup>3</sup>/año, la cantidad máxima y mínima estimada de hidrocarburos liberados a la atmósfera por año por esta instalación, se detalla en la siguiente tabla.

Escenarios para una estación de servicio ubicada en la región centro del país		
Volumen anual operado de nafta [m <sup>3</sup> /año]	2433	
Temperatura media [K] (°C)	293 (20)	
Peso molecular del HC [g/mol]	113.66	
	Escenario de mínima	Escenario de máxima
Concentración de HC [mol/m <sup>3</sup> ]	8.00	23.11
Tasa de emisión de HC a la atmósfera [Kg/año]	4425	12781

**Tabla 6.** Tasa de emisión de HC a la atmósfera para una estación de servicio ubicada en la región centro del país.

#### 4. CONCLUSIONES

En este trabajo se verificó experimentalmente los valores predichos por el modelo de cálculo de la concentración de HC, propuesto en Gustavo Servetti et al. [1]. En los seis escenarios analizados se observó que las concentraciones de HC – en la fase gaseosa presente en el interior de los tanques que almacenan nafta – predichas por el modelo determinista, superó los valores experimentales, con un error relativo porcentual medio aproximadamente del 4%. La correlación entre los valores predichos y los experimentales, admite que la interpretación de la concentración de hidrocarburos en aire – en la atmósfera gaseosa del interior de los tanques de almacenamiento – es proporcional a la presión de vapor de la nafta.

Lo anterior permitió estimar la tasa de emisión de HC a la atmósfera por una estación de servicio ubicada en la región centro del país, asumiendo una temperatura media anual de la nafta contenida en sus tanques subterráneos de 20 °C. De acuerdo al movimiento medio anual de naftas, que se ha verificado en una estación de servicio ubicada en la ciudad de Córdoba (2433 m<sup>3</sup>/año), se estima una tasa de emisión mínima de 4425 kg/año y máxima de 12781 kg/año.

En consecuencia, conociendo el volumen de naftas comercializado en las EESS emplazadas en una determinada área (localidad, barrio, población, etc.) y sus características según la época del año, puede estimarse la cantidad de hidrocarburos que estaría recibiendo la atmósfera en dicha área, debido a la actividad de expendio al usuario y cuando estas instalaciones no cuentan con un sistema de recuperación de gases en servicio.

Por ejemplo, la ciudad de Córdoba cuenta con aproximadamente 270 EESS distribuidas en su área urbanizada. Si se asume como movimiento medio anual de naftas para cada estación de servicio los 2433 m<sup>3</sup>/año informado, resultaría una emisión mínima de 1200 Tn/año y máxima de 3451 Tn/año de HC a la atmósfera, en el área comprendida por dicha ciudad.

## 5. REFERENCIAS

- [1] Gustavo Sevetti, Eduardo Picco, Guillermo Ahumada, Héctor Macaño, Javier Britch “*Modelo para el Cálculo de la Liberación de HC a la atmósfera en Sistemas de Almacenamiento Subterráneo de Hidrocarburos (SASH) con estimación estocástica de las incertidumbres por operación de estaciones de servicio*”, PROIMCA-PRODECA 2014.
- [2] *Evaporation Loss From Internal Floating Roof Tanks*, Third Edition, Bulletin No. 2519, American Petroleum Institute, Washington, DC, 1982.
- [3] Resolución SEM 222/2001 - “Norma que deberán cumplir los combustibles que se comercialicen para consumo en el Territorio Nacional, en lo que se refiere a la calidad del aire”.
- [4] *Evaporative Loss From Fixed Roof Tanks*, Second Edition, Bulletin No. 2518, American Petroleum Institute, Washington, D.C., October 1991.
- [5] Daubert, “*Technical Data Book - Petroleum refining*” - API, 1999.
- [6] Robert E. Treybal, “*Operaciones de transferencia de masa*”, Agosto 1995.
- [7] EPA, Emission Factor Documentation for AP-42 - Section 7.1 - Organic Liquid Storage Tanks - September 2006.



## DIAGNÓSTICO DE LA SUSTENTABILIDAD DE LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA

**Bambill, Eduardo<sup>1</sup>; Montero, Cecilia<sup>1</sup>; Bukosky, Mariela<sup>1</sup>; Amado, Laura<sup>1</sup>; Lucero, Noelia<sup>1</sup>; Scarafoni, Martina<sup>1</sup>**

1: Grupo de Investigación en Ingeniería Sustentable (GIIS)  
Departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Bahía Blanca  
Universidad Tecnológica Nacional  
11 de Abril 461, B8000LMI, Bahía Blanca, Buenos Aires  
ebambill@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *El objetivo de este proyecto es la elaboración de un diagnóstico de sustentabilidad de Bahía Blanca, con sus amenazas y puntos débiles, con sus fortalezas y oportunidades, conformando un instrumento útil, que posibilitará formular políticas, proyectos y actuaciones a nivel local y regional.*

*Un equipo técnico relevará aspectos de la vida cotidiana de la ciudad, y se considerarán aportes de sectores representativos de la ciudad, que mostrarán su percepción de la situación ambiental, social y económica.*

*Se realizará un trabajo interdisciplinario, relevando y analizando información de temas tales como: agua y saneamiento, residuos sólidos, energía, transporte, mitigación y adaptación al cambio climático, vulnerabilidad ante desastres naturales y antrópicos, calidad del aire y ruido, educación, salud, competitividad y empleo, conectividad, uso del suelo y vivienda, inequidad urbana y pobreza, seguridad ciudadana, gobernabilidad y sustentabilidad fiscal. Se presenta la metodología de evaluación de la sustentabilidad finalmente adaptada para aplicar al caso de la localidad de Bahía Blanca, lo que permitirá conocer los principales desafíos de la ciudad para alcanzar la sustentabilidad local.*

*Los resultados del diagnóstico, en una etapa posterior, podrán constituirse en un insumo fundamental para la elaboración de un Plan de Acción de Sustentabilidad para la ciudad de Bahía Blanca.*

**Palabras clave:** Sustentabilidad, Ciudad Sustentable, Ciudad Intermedia, Indicadores.

### 1. INTRODUCCIÓN

Para considerar la situación que exhibe Bahía Blanca en cuanto a la sustentabilidad, se contempla una estrategia de análisis que permita obtener un diagnóstico general de la sustentabilidad de la ciudad, basada en la metodología propuesta en el Programa *Iniciativa de Ciudades Sustentables* (ICES), desarrollado por el Banco Interamericano de Desarrollo, lanzado por primera vez en el 2011, como un esfuerzo para enfrentar los retos de la rápida urbanización y del cambio climático que experimentan las ciudades intermedias de Iberoamérica

Uno de los primeros pasos para la planificación estratégica [1] de una ciudad, lo constituye la elaboración de un diagnóstico de su sustentabilidad, que plasme un balance de la ciudad con

sus amenazas y puntos débiles, pero también con sus fortalezas y oportunidades. La intención, es que el mismo pueda constituirse en un instrumento útil a la hora de formular políticas, proyectos y actuaciones a desarrollar en la ciudad, para lo cual debe proveer información clara y precisa, que se pueda contemplar en un futuro Plan de Acción de la Ciudad.

Los objetivos principales del proyecto de investigación actualmente en curso son:

- Realizar un diagnóstico general de la sustentabilidad de la ciudad de Bahía Blanca.
- Aportar un instrumento de fortalecimiento para la gestión local sustentable de la ciudad.

Hacia principios del año pasado y en oportunidad de la conformación del equipo de trabajo del Grupo de Investigación en Ingeniería Sustentable (GIIS) de la Facultad Regional Bahía Blanca de la Universidad Tecnológica Nacional, se establecieron los siguientes objetivos específicos: evaluar la sustentabilidad de la ciudad de Bahía Blanca; aplicar indicadores de sustentabilidad urbana; comparar los valores de los indicadores obtenidos para la ciudad con parámetros de referencia establecidos por instituciones internacionales y de otras ciudades intermedias de Argentina; identificar amenazas y puntos débiles, fortalezas y oportunidades locales; identificar problemas y conflictos ambientales en la ciudad.

## 2. SUSTENTABILIDAD EN CIUDADES

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, también conocida como “Cumbre de la Tierra”, consensuó la definición de Desarrollo Sustentable que se había presentado en el Informe Brundlandt: “*Es el desarrollo que satisface las necesidades actuales de las personas sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas*” [2].

El término *sustentabilidad* se refiere al equilibrio existente entre una especie con los recursos del entorno al cual pertenece. Básicamente, la sustentabilidad, lo que propone es satisfacer las necesidades de la actual generación pero sin que por esto se vean sacrificadas las capacidades futuras de las siguientes generaciones de satisfacer sus propias necesidades, es decir, algo así como la búsqueda del equilibrio justo entre estas dos cuestiones.

Como marco de este trabajo, se establece el concepto de *desarrollo sustentable* como una llamada a la transformación de nuestra sociedad, que pasa ineludiblemente por el respeto hacia nuestro medio ambiente, la obligación de satisfacer nuestras necesidades sin comprometer las de las generaciones futuras y la exigencia moral de garantizar calidad de vida y justicia social para los habitantes de nuestra ciudad.

A su vez, a fin de establecer la definición de *ciudad sustentable*, se tomó oportunamente como referencia la Carta de Aalborg [3] o Carta de las ciudades europeas hacia la Sustentabilidad, que define como tal: “*Establecer progresivamente en todos los ámbitos de actuación local aquellos principios y planteamientos que resulten más cercanos a un modelo que haga compatible el desarrollo social y económico con el medio ambiente, evitando que la mejora en la calidad de vida se haga a costa del agotamiento de los recursos naturales y deterioro de los ecosistemas o de la insolidaridad con otras comunidades*” .

## 3. CIUDADES INTERMEDIAS

Las características del desarrollo urbano en Iberoamérica han variado en las últimas décadas.



Si bien las grandes metrópolis de la región (Buenos Aires, México, São Paulo, entre otras) siguen teniendo un peso específico considerable, hoy se acentúa el proceso de que las ciudades intermedias sean las que logran las mayores tasas de crecimiento económico. En la actualidad, los centros urbanos representan el 55% del PIB regional.

Las ciudades intermedias se han constituido en los puntos dinamizadores del desarrollo iberoamericano y son piezas claves para la difusión de las innovaciones, la generación de conocimiento, la concentración de mano de obra especializada, el desarrollo de las actividades económicas más dinámicas y la provisión de servicios de educación, cultura y recreación. Así, las ciudades intermedias se convierten en nuevos espacios de vida y dispositivos logísticos que reconfiguran el territorio, así como las relaciones sociales, políticas y económicas entre las regiones.

En las últimas dos décadas, se ha intensificado en la región, la descentralización política a nivel municipal, obligando a que los gobiernos locales asuman cada vez mayores responsabilidades en lo que respecta a la prestación de los servicios públicos y sociales. Sin embargo, la descentralización fiscal en esas ciudades no ha seguido el mismo ritmo. La mayoría de los municipios en la región siguen sin ser fiscalmente independientes y presentan deficiencias en la gestión de sus asuntos fiscales. A consecuencia de ello, las ciudades intermedias cuentan con un espacio fiscal muy limitado, lo cual afecta tanto su capacidad crediticia como su habilidad para desarrollar proyectos estratégicos, tanto públicos como aquellos que podrían contar con la participación del sector privado.

En Iberoamérica, la mayoría de las ciudades intermedias posee importantes índices de pobreza, y sus gobiernos requieren fortalecer su capacidad institucional y operacional, ante la escasez permanente de recursos para inversiones y la consecuente necesidad de una gestión fiscal adecuada. El crecimiento de las ciudades intermedias, espontáneo la mayoría de las veces y escasamente planificado en otras, presenta fuertes niveles de segregación y fragmentación, y se caracteriza además, por la elevada demanda de recursos naturales, especialmente provocada por aquellos sectores de la población que no cuentan con infraestructuras ni servicios adecuados.

Ante esta situación de despilfarro, se requiere la urgente reflexión en torno a los modelos de ocupación urbana que aseguren niveles aceptables de sustentabilidad en las ciudades intermedias.

Con respecto a nuestro país, la urbanización en Argentina se realizó de manera temprana, y se caracterizó por un crecimiento acelerado respecto a otros países de Iberoamérica. Hace ya más de cien años que más del 50% de la población argentina reside en ciudades [4], guarismo éste que solo recientemente ha sido alcanzado a nivel mundial.

Durante la segunda mitad del siglo XIX y la primera del siglo XX, Buenos Aires fue la urbe que más creció en el país, basando su rol de primacía como resultado del modelo agro exportador y de la sustitución de importaciones imperante. A partir de los años '70, Buenos Aires comienza a disminuir su tasa de crecimiento, frente a las denominadas ciudades intermedias, que continúan progresando en su participación en el total de la población [5]. Similar fenómeno acontece en el resto de países iberoamericanos.

El nuevo orden que promueven las relaciones económicas globalizadas, el retiro del Estado Nacional de ciertos roles y la difusión de las tecnologías de la información, entre otros

aspectos, promueve a que las ciudades intermedias sean convocadas como importantes actores en las estrategias de desarrollo [6] del país. Este nuevo contexto favorece las relaciones en red entre ciudades dentro de las regiones y entre las ciudades de distintas regiones y distintos países [7], y potencia el rol articulador de las ciudades intermedias.

La dinámica del sistema urbano argentino pone de manifiesto la pertinencia de prestar atención a las ciudades intermedias, entre las cuales está Bahía Blanca. El Programa *Argentina Urbana* del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios [8], que registra el conocimiento del sistema urbano del país, destaca como un patrón compartido el crecimiento territorial expandido y el crecimiento económico. Solo algunas ciudades intermedias de Argentina, muestra una urbanización compacta y de bordes definidos respecto al entorno rural, mientras que la mayoría de ellas, entre las que se incluye Bahía Blanca, muestra una urbanización difusa, con límites imprecisos, bajas densidades y discontinuidades.

La mayoría de las ciudades intermedias argentinas presenta modelos de desarrollo insustentable y son vulnerables a los procesos de crecimiento. El sostenido desarrollo económico experimentado en las últimas décadas, plantea la necesidad de ampliar las redes de infraestructura, los servicios y el parque habitacional.

Estas ciudades presentan también características que las convierten en espacios privilegiados para impulsar procesos de desarrollo sustentable. Por el tamaño y factores de escala, las mismas disponen de sistemas más equilibrados en sus respectivos territorios. Por las mismas razones, presentan condiciones más favorables de gobernabilidad, sobre todo si se las compara con las grandes ciudades, y también facilitan una mayor participación cívica en la gestión del gobierno que permite asegurar una mejor calidad de vida

El desafío pasa por lograr que este crecimiento se lleve a cabo en forma planificada y sustentable. Estas ciudades deben ser capaces de garantizar, a través de una adecuada gestión de gobierno, servicios públicos de calidad, seguridad para sus habitantes, protección del medio ambiente, generar permanentemente empleos y capacidad para abordar los desafíos derivados del cambio climático.

#### **4. SUSTENTABILIDAD EN EL DERECHO ARGENTINO**

En el derrotero por el derecho asociado al desarrollo sustentable, citamos en primer lugar la denominada Conferencia de Estocolmo, celebrada en 1972. Fue la primera gran conferencia de la ONU sobre cuestiones ambientales internacionales, y marcó un punto de inflexión en el desarrollo de la política internacional del medio ambiente.

El Informe Brundtland "*Nuestro futuro común*", elaborado en 1987 por la Comisión Mundial de Medio Ambiente y Desarrollo, evidenció los nexos existentes entre la pobreza, producto de una deficiente distribución de la riqueza mundial, y la degradación de los recursos y la contaminación.

El informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo - Cumbre de la Tierra, Río de Janeiro (1992) consagró la noción de desarrollo sustentable. El capítulo 28 del Programa 21 (Declaración de la Cumbre de Río de Janeiro '92) sentó las bases para el desarrollo sustentable de las ciudades, a través de las Agendas Locales 21. En ellas se dictaron las directrices y principios básicos que se deben seguir para no comprometer el futuro

de las generaciones venideras, y por lo tanto, para garantizar que éstas dispondrán de un medio ambiente no deteriorado.

La Cumbre de la Tierra, Johannesburgo (2002), propuso una serie de programas para mejorar la calidad de vida de las personas que viven en la pobreza y para la conservación de los recursos naturales en un mundo en el que la población crece cada vez más, y por ende la demanda de alimentos, agua, vivienda, saneamiento, energía, servicios sanitarios y seguridad económica.

La Cumbre de la Tierra, Río +20 (2012) alcanzó un acuerdo de conclusiones denominado “*El futuro que queremos*” con dos ejes principales: la economía verde en el contexto de la erradicación de la pobreza y el marco institucional para la sustentabilidad.

La Constitución de la República Argentina en el Artículo 41, en forma genérica, se garantiza el derecho a un ambiente sano y equilibrado a todos los habitantes de la República, consagrando el concepto de Desarrollo Sustentable e imponiendo a las autoridades la obligación de proveer a la protección de ese derecho y a la utilización racional de los recursos naturales, la preservación del patrimonio natural y cultural y la diversidad biológica.

Dicho artículo fue introducido en la Constitución Nacional en la reforma del año 1994, consagrado en el capítulo “Nuevos Derechos y Garantías”, de la parte Dogmática, y se ve complementado con la herramienta de protección y garantía colectiva que es el amparo, establecido en el Artículo 43. Finalmente, el Artículo 124 reconoce a las provincias el dominio originario sobre sus recursos naturales.

En el ámbito de la Provincia de Buenos Aires, las constituciones y normas en materia ambiental ya afirmaban con anterioridad a la reforma de la Constitución Nacional de 1994 el dominio de las provincias sobre sus recursos naturales. Por otro lado, la mayoría de las constituciones provinciales receptan el derecho de los habitantes de gozar de un medio ambiente sano y el derecho a la salud, que debe ser garantizado por las autoridades públicas a todos los ciudadanos.

## **5. INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD**

En este trabajo pretendemos dar a conocer sucintamente la metodología adoptada que el GIIS de la Facultad Regional Bahía Blanca, Universidad Tecnológica Nacional, con el propósito de obtener un Diagnóstico de la Sustentabilidad de la Ciudad de Bahía Blanca. Originalmente, en oportunidad de conformación del Proyecto, no estaba claramente definida la metodología a aplicar, y solo se contaba con el propósito de contemplar la Agenda 21 como guía. A partir del actual año en curso, se tomó conocimiento de la Iniciativa de Ciudades Sustentables (ICES) [1], desarrollada por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) [10], que posee una propuesta para enfrentar los retos de la rápida urbanización y del cambio climático que experimentan las ciudades intermedias de Iberoamérica.

Atento al carácter de ciudad intermedia de Bahía Blanca, se consideró oportuno adoptar la metodología propuesta por el BID para la elaboración del diagnóstico de su sustentabilidad. De acuerdo con la iniciativa del BID, se contempla una visión integral con énfasis en tres dimensiones, indicadas en la Tabla 1.

La realización del diagnóstico ambiental, urbano, fiscal y de gobernabilidad de la ciudad, está

basado en la recolección de información sobre casi 120 indicadores de desempeño en esas tres dimensiones. La evaluación de esos indicadores permitirá identificar las principales carencias en las distintas áreas que comprende cada dimensión, así como comprender rápidamente y en forma integral los retos más urgentes de sustentabilidad de la ciudad. Habrá áreas en las que la ciudad exhiba un buen desempeño, otras en las que el desempeño se podría mejorar y otras en las que es urgente actuar.

DIMENSIONES DE LA INICIATIVA		
<b>1</b>	Sustentabilidad ambiental/ Cambio Climático	Controlar contaminación del agua y del aire (CO <sub>2</sub> ). Reducir, reusar y reciclar los residuos sólidos. Aumentar la eficiencia energética. Prevenir/prepararse para desastres naturales.
<b>2</b>	Desarrollo urbano integral y sustentable	Planificar la ciudad / Mejorar el hábitat urbano. Reducir la congestión. Aumentar la seguridad ciudadana. Promover la competitividad de la ciudad.
<b>3</b>	Sustentabilidad Fiscal y Gobernabilidad	Modernizar la gestión financiera fiscal. Organizar los servicios públicos locales. Implementar gestión por objetivos.

**Tabla 1** – Dimensiones de la Iniciativa

La siguiente tabla proporciona una idea general sobre la distribución de dimensiones, pilares y temas incluidos en la Fase de Análisis y Diagnóstico (Indicadores ICES, - ejemplos).

Dimensión 1 - Pilares, temas, indicadores ICES				
Dimensión	Pilar	Tema	Número de Indicadores	Indicador Ejemplo (Unidad de medida)
Sustentabilidad Ambiental y cambio climático	Gestión del medio ambiente y consumo de recursos naturales	Agua	6	Continuidad del servicio de agua. (horas/día)
		Saneamiento y Drenaje	3	Hogares con conexión domiciliaria al sistema de alcantarillado (porcentaje).
		Gestión de residuos sólidos	7	Vida remanente del predio en el cual está instalado el relleno sanitario (años)
		Energía	8	Duración promedio de las interrupciones eléctricas (horas/cliente).
	Mitigación de los gases efecto invernadero (GEI) y otras formas de contaminación	Calidad del aire	3	Índice de calidad de aire (número).
		Mitigación del cambio climático	4	Existencia y monitoreo de un inventario de gases efecto invernadero. (GEI) (Si/NO).
		Ruido	1	Existencia, monitoreo y cumplimiento de normas sobre contaminación acústica (Si/NO).
	Reducción de vulnerabilidad ante desastres naturales	Vulnerabilidad ante desastres naturales en el contexto del cambio climático.	8	Infraestructura fundamental en situación de riesgo debido a construcción inadecuada o ubicación en zonas de riesgo no mitigable. (porcentaje).

**Tabla 2** – Dimensión Sustentabilidad ambiental y cambio climático

Dimensión 2 - Pilares, temas, indicadores ICES				
Dimensión	Pilar	Tema	Número de Indicadores	Indicador ejemplo (unidad de medida)
Sustentabilidad Urbana	Control del crecimiento y mejora del hábitat humano	Uso del suelo y ordenamiento del territorio	8	Déficit de vivienda cuantitativo (porcentaje).
		Desigualdad Urbana	3	Porcentaje de viviendas ubicadas en Asentamientos informales (porcentaje)
	Promoción del desarrollo económico local competitivo y sustentable	Movilidad y Transporte	12	Antigüedad promedio de la flota del Transporte público (años)
	Promoción del desarrollo económico local competitivo y sustentable	Competitividad de la Economía	3	Días para obtener una licencia de negocios (número de días).
		Empleo	2	Tasa de desempleo – promedio anual (porcentaje).
		Conectividad	3	Suscripciones a Internet de banda Ancha fija (cantidad de suscripciones Por cada 100 habitantes)
	Previsión de servicios sociales de alto nivel y promoción de la cohesión social	Educación	9	Relación estudiantes/docentes (estudiantes/docentes)
		Seguridad	7	Tasa de victimización (porcentaje)
		Salud	6	Esperanza de vida al nacer (años)

Tabla 3 – Dimensión Sustentabilidad Urbana

Dimensión 3 - Pilares, temas, indicadores ICES				
Dimensión	Pilar	Tema	Número de Indicadores	Indicador ejemplo (unidad de medida)
Sustentabilidad fiscal y gobernabilidad	Mecanismos adecuados de gobierno	Gestión pública participativa	3	Sesiones públicas de rendición de cuentas por año (número)
		Gestión pública moderna	4	Existencia de un presupuesto plurianual (SI/NO y años)
		Transparencia	3	Porcentaje de cuentas de la municipalidad que son auditadas (porcentaje)
	Gestión adecuada de los ingresos	Impuestos y autonomía financiera	6	Recuperación del costo de la prestación de servicios de las empresas municipales (porcentaje).
	Gestión adecuada del gasto.	Calidad de la gestión del gasto	5	Gastos de capital como porcentaje del total de gastos (porcentaje).
	Gestión adecuada del endeudamiento y de las obligaciones fiscales	Deuda	3	Pasivos contingentes como porcentaje de los ingresos propios (porcentaje)

Tabla 4 – Dimensión Sustentabilidad fiscal y gobernabilidad

Los indicadores empleados en la ICES constituyen una herramienta para identificar las problemáticas críticas en las ciudades intermedias de Iberoamérica sobre la base de criterios técnicos objetivos. Estos indicadores fueron elaborados y validados por especialistas del Banco en cada una de las áreas/temas/subtemas de la Iniciativa, durante el período 2010–11, como parte del proceso de diseño de la metodología. A partir de allí, estos indicadores han ido evolucionando y se han ido ajustando a las realidades urbanas de la región, las cuales están recogidas en el Anexo – Indicadores ICES, que fue publicado en 2013 [12], y que constituye la fuente de referencia vigente para los mismos.

Los indicadores [11-12] simplifican información relevante, haciendo visible o perceptible fenómenos de interés, y cuantifican, miden y comunican información. Como los indicadores pueden adoptar distintos valores o estados, se puede conferir a ciertos estados una significación especial a partir de ciertos juicios de valor: estos estados específicos se convierten así en umbrales, estándares, normas, metas o valores de referencia.

Los indicadores correspondientes a la dimensión de sustentabilidad ambiental y cambio climático son organizados por los siguientes temas: agua, saneamiento y drenaje [13], gestión de residuos sólidos, energía, calidad del aire, mitigación del cambio climático, ruido, y vulnerabilidad ante desastres naturales en el contexto del cambio climático.

Los indicadores correspondientes a la dimensión de sustentabilidad urbana son organizados por los siguientes temas: uso del suelo/ordenamiento territorial, desigualdad urbana, movilidad/transporte, competitividad de la economía, empleo, conectividad, educación, seguridad, salud, gestión pública participativa y gestión pública moderna. Los indicadores correspondientes a la dimensión de sustentabilidad fiscal y gobierno conformado por los temas: transparencia, impuestos y autonomía financiera, gestión del gasto y deuda.

Una vez completa la planilla de indicadores y validada, se procederá a la comparación de los valores obtenidos para la ciudad con los de parámetros de referencia, usándose rangos de valores de referencia teóricos, que representan la visión del BID sobre el ideal buscado para la región. Pueden usarse también valores reales de ciudades comparables de la región. El proceso de comparación de los indicadores de la ciudad con los rangos teóricos y los valores de las ciudades comparables recibe el nombre de *semáforización* de indicadores. Los colores obtenidos en el semáforo de indicadores reflejan:

- (i) verde: la ciudad muestra un buen desempeño.
- (ii) amarillo: el desempeño de la ciudad admite mejoras.
- (iii) rojo: áreas donde es necesario actuar.

Debe tenerse en cuenta que cada indicador constituye un tipo particular de estadística y/o variable, y en función del valor que asume en determinado momento y en determinado territorio, despliega significados que no son aparentes inmediatamente. Los usuarios decodificarán a posteriori más allá de lo que los indicadores muestran directamente, porque existe un constructor-cultural y de significado social que se asocia al mismo. Así, un indicador despliega más significados de los que son inmediata o directamente aparentes, siempre y cuando se presenten adecuadamente contextualizados y descritos.

Por lo tanto, luego de obtener un valor para los semáforos de indicadores, se analizarán en forma conjunta los resultados del proceso y otros aspectos no reflejados por la planilla de

indicadores para determinar el semáforo del tema o área de acción. El objetivo de este análisis es identificar zonas críticas de la ciudad, que presentan los mayores retos para la sustentabilidad, de forma de concentrar los esfuerzos en la búsqueda de soluciones para ellos. Para este fin se aplicarán los siguientes filtros: opinión pública; costo económico (los beneficios socioeconómicos que se obtendrían al resolver la problemática); ambiental / cambio climático (vulnerabilidad al cambio climático y niveles de emisiones de GEI). Se puede contemplar una etapa de valoración a partir de la búsqueda de consenso con autoridades y referentes locales de la sociedad civil.

Dim	Tema	Nro	Subtema	Nro	Indicador	Descripcion	Unidad de Medida	Verde	Amarillo	Rojo
A	Agua	A.1	Cobertura de agua	1	Porcentaje de hogares con conexiones domiciliarias de agua	Porcentaje de hogares con conexiones domiciliarias de agua por red	Porcentaje	90–100%	75–90%	<75%
		A.2	Eficiencia en el uso del agua	2	Consumo anual de agua per cápita	Consumo anual de agua per cápita de las viviendas que tienen una conexión de agua	Lits/hab/ Día	120 – 200	201-250	>3250
		A.3	Eficiencia en la prestación de servicios de agua	3	Continuidad del servicio de agua	Promedio anual de la cantidad de horas diarias de suministro continuo de agua por hogar (en horas/día)	Hrs/día	>20 hrs/día	12-20 hs/d	<12 hs/d
				4	Calidad de agua	Porcentaje de muestras de agua en un año que cumplen con las normas nacionales de calidades agua potable	Porcentaje	> 97%	90 - 97 %	< 90%
				5	Agua no contabilizada	Porcentaje de agua que se pierde del agua tratada que ingresa al sistema de distribución y que el proveedor de agua registra y factura. Este porcentaje comprende pérdidas reales de agua y pérdidas de facturación	Porcentaje	0 -30%	30 – 45%	> 45%
		A.4	Disponibilidad de recursos hídricos	6	Número de años remanente con balance de agua positivo	Número de años remanente con balance de agua positivo, considerando oferta de agua disponible y la demanda de agua	Años	> 10	5- 10	< 5

Tabla 5 – Ejemplo de semaforización propuesta. Tema Agua.

## 6. METODOLOGIA.

### 6.1.Universo de estudio

El universo de estudio se acota a la ciudad de Bahía Blanca, Partido de igual nombre, Provincia de Buenos Aires, República Argentina.

## 6.2. Tipo de investigación

El diseño de investigación tiene un carácter exploratorio - descriptivo. En relación al tratamiento de la información y las decisiones metodológicas a tomar, la misma puede definirse como cuali - cuantitativa.

## 6.3. Fuentes

Para el relevamiento de la información se utilizarán fuentes primarias y secundarias, como observación directa, cuestionarios de entrevista a actores involucrados, documentos (legislación aplicable), información específica, cartografía, estadísticas (registros poblacionales, etc.).

## 6.4. Instrumentos

Los instrumentos utilizados en el proceso de investigación serán entrevistas, indicadores de sustentabilidad y registros de observación directa.

## 6.5. Plan de trabajo.

### Fase Preparatoria.

Esta Fase tiene como objetivos definir el equipo de trabajo, e identificar a las fuentes de información e instituciones relevantes en el tema de la sustentabilidad para la ciudad. Comprende: 1: Conformación del equipo de trabajo. 2. Recopilación de información en torno a los indicadores a través de diversas fuentes. 3. Identificación de los principales actores de la ciudad que van a estar involucrados en el proceso y, junto con ellos, la definición de la visión general de la ciudad.

Para iniciar el trabajo de diagnóstico es necesario contar con los datos referentes al objeto del estudio. Se ha procedido a identificar las fuentes de información. La revisión bibliográfica se realiza de una manera exhaustiva de tal manera que abarca tanto la consulta bibliográfica de organismos públicos y privados. Los espacios de Internet de las instancias de gobierno suelen brindar información de sus funciones e iniciativas. Los reportes estadísticos nacionales proveen también información valiosa de las tendencias, tanto históricas como proyecciones futuras. Los periódicos locales suelen ofrecer puntos de vista particulares y perspectivas de la dinámica política y los eventos locales.

Se realizan visitas a organismos públicos y celebran especialmente reuniones con los técnicos de la Municipalidad de Bahía Blanca.

En cuanto a la calidad de la información, para que las misma sea útil dentro de un proceso de decisión, requiere las siguientes características, en el proceso de recopilación de datos: 1. *Confiabilidad*. 2. *Precisión*. 3. *Relevancia, idoneidad y pertinencia*. 4. *Integralidad*. 5. *Actualización*. 6. *Contextualización*. 7. *Organización y jerarquización*. 8. *Presentación (claridad y atractivo)*. 9. *Adecuación a demanda de usuarios*.

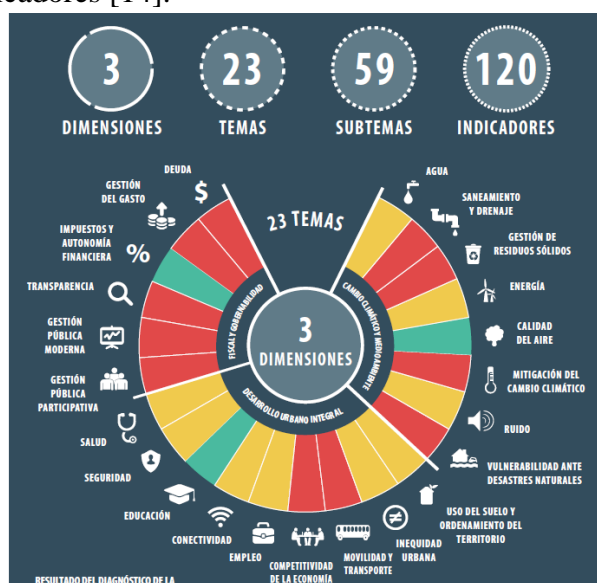
### Fase Análisis y Diagnóstico

La necesidad de construir y monitorear políticas públicas basadas en evidencias, exige el uso de indicadores, que son diseñados para mostrar los signos vitales de una determinada



dinámica ambiental, y sus interrelaciones con las dinámicas sociales y productivas. Para mejorar los procesos de decisión, formulación e implementación de políticas públicas, respondiendo en forma decidida y eficaz a la creciente demanda ciudadana, y a los diferentes grupos de usuarios de la información; es vital contar con la mejor información oficial referente al medio ambiente y la sustentabilidad del desarrollo.

En la circunstancia actual, en que las tecnologías de información incrementan el flujo de la información, pero no la habilidad humana para procesarla, se hace necesario contar con herramientas que permitan condensar y digerir la información para su rápida asimilación y permitir la posibilidad de explorar aspectos en la medida que se lo necesite. Este es el objetivo fundamental de los indicadores [14].



**Figura 1:** Análisis y Diagnóstico – Indicadores

Recolección de Información para la estimación de 120 indicadores que cubren las 3 dimensiones de ICES

El análisis y diagnóstico que se realiza en esta fase estará basado en la recolección de la información necesaria para la estimación de un conjunto de aproximadamente 120 indicadores [15] que cubren las tres dimensiones de la ICES ya mencionadas: cambio climático y medio ambiente; desarrollo urbano; y fiscal y gobernabilidad. En conjunto, las tres dimensiones abarcan 11 pilares, 23 temas y 59 subtemas, cada uno con indicadores que los definen.

Esta fase tiene como objetivo identificar los retos de sustentabilidad más apremiantes de la ciudad, a través de una evaluación sectorial y territorial rápida basada en un conjunto de indicadores cuantitativos y cualitativos.

Para llevar adelante la propuesta de Ciudades Emergentes y Sostenibles, el BID desarrolló una metodología que brinda herramientas analíticas y de juicio acerca del estado de situación en relación con la sustentabilidad actual, así como recomendaciones sobre las acciones o programas que sería conveniente priorizar en la ciudad con miras a establecer un desarrollo sostenible. La metodología ICES se caracteriza por una aplicación sencilla que facilita la

etapa del diagnóstico, y permite identificar las intervenciones estratégicas que contribuyen al logro de sus metas de sustentabilidad en el corto, mediano y largo plazo.

## **7. SUSTENTABILIDAD DE BAHIA BLANCA**

### **7.1. Caracterización de la ciudad de Bahía Blanca**

Bahía Blanca es la cabecera del partido homónimo. Desde una perspectiva estrictamente climática, la ciudad está incluida en la zona de climas templados, con valores medios anuales de temperatura comprendidos entre 14° C y 20° C, y estaciones térmicas bien diferenciadas.

Según el Censo 2010, el Partido de Bahía Blanca tiene una población de 310.000 habitantes, constituyéndose en el decimoséptimo conglomerado urbano del país y el cuarto de la provincia de Buenos Aires. La ciudad presenta actualmente un crecimiento poblacional débil, en comparación con etapas anteriores.

La ciudad se ha consolidado como uno de los principales centros comerciales, culturales y educativos del interior del país, que cuenta además con importantes museos y bibliotecas. Varios elementos son de gran relevancia para la región: la presencia de dos universidades nacionales (del Sur y Tecnológica) y una tercera en formación, centros de salud pública y privada, oferta comercial, recreativa y actividades culturales que tiene lugar en la ciudad. Cuenta con instituciones dedicadas a la investigación de prestigio como IADO y CONICET.

Bahía Blanca posee una histórica vinculación con los mercados externos, particularmente a través del puerto local de Ingeniero White. Su profundidad de hasta 45 pies de calado, las condiciones geográficas del estuario, y su localización estratégica en relación a los centros agrícolas de la zona pampeana, convierten al puerto local en la salida natural de la producción agraria, de subproductos y oleaginosas, hacia mercados internacionales. El puerto es también, la escala de completamiento de carga de los buques cerealeros previamente cargados en el sistema del río Paraná.

El perfil del puerto de Bahía Blanca se diversifica con la actividad de exportación de petróleo y sus derivados (líquidos y gaseosos) y de productos petroquímicos, a través de los muelles de la posta de inflamables, y de la comercialización de productos elaborados por las empresas del Polo Petroquímico local. En 2005 se inauguró el muelle multipropósito destinado a contenedores, aumentando así la oferta portuaria. Este emprendimiento establece una nueva oportunidad comercial que contribuye al crecimiento de la economía local y regional.

Puerto Belgrano, 29 km al sudoeste, es la base naval más importante de Argentina.

Desde el punto de vista industrial, el Polo Petroquímico Bahía Blanca (comienzos de la década de 1980), constituye el principal núcleo de la región. La presencia de un conjunto de grandes empresas vinculadas a la actividad petroquímica, agroindustrial y de refinerías de petróleo, si bien conforman un número reducido de establecimientos, participan en más del 65% del valor de la producción industrial del país. Estas empresas aseguran sus insumos a partir de la disponibilidad de gas etano en General Daniel Cerri, localidad situada a 10 Km del complejo. En ese punto confluyen los gasoductos Sur y Oeste que provienen de las cuencas Austral y Neuquén y las mayores reservas gasíferas del país. De esta forma el polo se asegura el pasaje diario de 18 millones de metros cúbicos de gas natural, con contenido de etano,

propano, butano y gasolina natural.

Las crecientes inversiones en el yacimiento de Vaca Muerta, permiten avizorar un futuro promisorio en la ciudad, atento a que afianzará su rol como puerta de ingreso y egreso al país a través de su puerto.

La matriz de ocupación territorial se originó con el desarrollo de la infraestructura ferropuertaria y vial sobre fines del siglo XIX y principios del XX, que converge en el nodo de Bahía Blanca. La ciudad es el tercer nudo ferroviario del país, accediendo a ella numerosos ramales que la conectan con gran parte de la región pampeana y el norte de la Patagonia. Constituye un nudo de transportes y comunicaciones entre los flujos económicos del suroeste de la provincia de Buenos Aires y del valle del Río Negro. Gracias a su infraestructura terrestre, marítima y aeroportuaria establece relaciones a nivel regional, nacional e internacional.

La dimensión regional siempre estuvo presente en la génesis de la ciudad. En los últimos años la ciudad ha profundizado los lazos económicos con varios municipios de la región, pero no obstante esta realidad, la falta de instrumentos adecuados de planeación, gestión y financiamiento dificultan actualmente este proceso de integración. En la actualidad se configura un área conformada por partidos del Sudoeste bonaerense, sobre la que Bahía Blanca ejerce una influencia máxima, en función de servicios de salud, educación universitaria, acopio de cereales y comercialización de ganado bovino.

De esta forma la ciudad se consolida como un centro urbano proveedor de bienes y servicios para una zona que excede los límites de su jurisdicción. Por lo tanto, no sólo se requiere consolidar los procesos de planificación a nivel municipal sino también a nivel metropolitano en articulación con los municipios vecinos, con los cuales conforma una importante región metropolitana.

## **7.2. Identificación del ámbito de actuación local**

Desde la dimensión territorial se considera como una debilidad la gran extensión de la mancha urbana de Bahía Blanca. La producción de ciudad, basada en los perimidos códigos de zonificación, se ha caracterizado por especializar funcionalmente el territorio. A fin de atender el mercado del suelo, los usos residenciales, comerciales e industriales se han ido separando. Esta dinámica ha inducido una segregación social que tiende a separar a la población según su renta, provocando, por un lado, empobrecimiento, simplificación y fragmentación de la ciudad y, por el otro, un aumento de la movilidad, el encarecimiento y la dificultad para acceder a los servicios. La demanda de vivienda está empujando a sectores de la población a buscar su residencia en zonas perisféricas.

Quizás como pocas ciudades en el país, Bahía Blanca muestra una gran proporción de suelo urbano e inmuebles fiscales ociosos, producto de la reconversión de usos ferroviarios y viales. Las tierras liberadas del tendido ferroviario constituyen los denominados “vacíos urbanos”, y se encuentran localizados primordialmente en el área sur, coincidente con el sector más degradado de la ciudad, donde se profundizan las mayores vulnerabilidades, en función de menor infraestructura, escasa conectividad con la trama urbana central, mayor porcentaje de localización de sectores de menores recursos, asentamientos marginales y la consecuente

inexistencia de inversión privada.

La zona norte de la ciudad, donde la tensión sobre los vacíos urbanos (de mayor porcentaje privado que público) tiende a la mayor especulación del mercado inmobiliario, coincide con el área de mayor riqueza paisajística de la ciudad, haciendo de estas áreas un espacio vulnerable desde el punto de vista de la sustentabilidad ambiental.

La ocupación desordenada del territorio ha provocado la dispersión de la ciudad, y con ello insularización de los espacios naturales, pérdida de biodiversidad, la alteración del ciclo hídrico, la destrucción del valor paisajístico.

Los procesos espontáneos de urbanización avanzan sobre recursos no renovables y la falta de ordenamiento territorial tiene como resultado un ineficaz funcionamiento urbano y la paulatina degradación del entorno. Los flujos metabólicos urbanos están creciendo exponencialmente. El consumo de materiales, agua y energía, supone a escala local, una merma de la calidad urbana de la ciudad.

La contaminación del aire como resultado de las emisiones de gases, tanto de vehículos motorizados como del sector industrial, es otro problema que afecta a la población.

Como en la mayoría de las ciudades intermedias, y de modo creciente, se manifiestan bolsones de pobreza, con problemas de educación, desempleo, falta de viviendas, salud, marginalidad y exclusión social. En estos sectores, las infraestructuras y servicios son deficientes o inexistentes; algunos están ubicados en zonas de riesgo o inapropiadas, como a la vera de los arroyos, fragilizando las condiciones de vida y afectando con mayor intensidad a los recursos naturales, por la disposición inadecuada de residuos sólidos y líquidos.

Los barrios marginales presentan una alta vulnerabilidad ante desastres naturales, riesgos ambientales y de salud. La desigualdad que los caracteriza, está estrechamente vinculada con los procesos de exclusión social.

Los nuevos espacios públicos presentan una falta de uso y de vivencia, derivada del carácter marginal de su localización o de absorber las irregularidades de las infraestructuras. La calle, el espacio público por excelencia, ha sido relegado a establecer la conexión vial entre las zonas residenciales con las otras urbanidades, con nulos o pocos atractivos para el peatón.

Las características problemáticas más usuales, son aislamiento, falta de densidad y variedad; la desvinculación y la falta de continuidad de las tramas urbanas; un porcentaje elevado de suelo afectado a la cuestión vial y a los equipamientos, insignificante e incluso inexistente arbolado urbano, contrastando con la falta de preeminencia de la calle como lugar urbano de encuentro y de los equipamientos como hitos; etc.

Este proceso de urbanización implica una dilapidación de recursos y de un alto impacto contaminante sobre el conjunto del territorio. Las incertidumbres que esto acarrea, permiten afirmar que estamos inmersos en un proceso que no nos asegura el futuro, y que es, por lo tanto, insustentable. Ante este panorama, es evidente que se necesita un cambio de paradigma en el modelo de construir ciudad. Se hace necesario propugnar un modelo de ordenación del territorio que potencie que la ciudad sea más ciudad y que el campo sea más campo. Frente a la dispersión actual, se debe propender a la ciudad compacta. Frente a la especialización territorial y la simplificación del ejido urbano, que supone la destrucción de la urbe organizada y la degradación del paisaje, se debe pretender una mayor complejidad. Frente al despilfarro de recursos y al impacto contaminante se debe buscar la eficiencia en los flujos

metabólicos. Finalmente, frente a los procesos de segregación social y la expulsión de los ciudadanos a las periferias en su búsqueda por acceder a la vivienda, se debe propugnar la estabilidad y la cohesión social. Los aspectos de integración social y ambiental deben estar incorporados a la hora de diseñar las infraestructuras, en la propuesta de uso del suelo, a la par de empezar a considerar la adaptación al cambio climático.

Bahía Blanca, como una de las ciudades intermedias argentinas, es una ciudad que tiene una gran oportunidad de revertir la situación de adversidad mencionada, puesto que posee una escala adecuada para el gerenciamiento de un desarrollo sustentable. Por este motivo, cobra cada vez más fuerza el objetivo de lograr un desarrollo urbano que asegure la satisfacción de las necesidades actuales de los habitantes, sin comprometer la capacidad de los futuros pobladores de satisfacer las propias.

## **8. CONSIDERACIONES FINALES**

Tras el desarrollo del proceso metodológico se obtendrá un Diagnóstico Básico que contendrá las conclusiones obtenidas por el equipo de investigación, las que deberán ser luego contrastadas con los actores sociales involucrados.

El reto más complejo del presente diagnóstico es lograr interpretar la ciudad como un *todo*, como un conjunto de variables interrelacionadas, cuya interacción permitirá obtener un modelo de la realidad de Bahía Blanca en cuestión de la sustentabilidad.

A partir de la identificación de las amenazas y puntos débiles y de las fortalezas y oportunidades, se evidenciarán las interrelaciones del medio ambiente con el ámbito económico y social, a fin de promover el desarrollo local sustentable. Esto demandará el fortalecimiento institucional, la coordinación interinstitucional y la construcción de nuevas formas de trabajo colaborativo, lo cual resultará novedoso, pero seguramente también generará resistencia.

Los indicadores de ICES ambientales, económicos y sociales, que se recopilen sobre Bahía Blanca, permitirán generar una base común de información. Esto facilitará la objetivación de los procesos que habrá que considerar a la hora de tomar decisiones, de intervenir y de evaluar. La información depurada que desplieguen, abrirá una plataforma de contenidos compartidos que facilitarán una mejor comunicación y toma de decisiones, respecto de políticas públicas e intervenciones específicas. En el actual proceso de recolección de datos, se detecta que en algunas instituciones, los funcionarios atesoran y monopolizan lo que saben como un capital crucial y son renuentes a compartirlo. La complejidad y transversalidad de los procesos ambientales obliga a trabajar una concepción cooperativa e inclusiva, lo que no es una tarea fácil. La información oficial se produce más lento de lo que la urgencia de los temas demanda, y se detecta una cultura que sigue careciendo de la transparencia informativa.

Actualmente, se ha avanzado en el pilar correspondiente a gestión del medio ambiente y consumo de recursos naturales, en los temas Agua, Saneamiento y Drenaje y Gestión de Residuos Sólidos. Asimismo, en el tema de Energía, se han establecido contactos con el Grupo de Estudio Sobre Energía (GESE) de la Facultad.

Los datos recabados durante la etapa de diagnóstico permitirán desarrollar una línea de base para un sistema de monitoreo. Una vez que la ciudad decida que resultados quiere lograr,

podrá seleccionar los indicadores más relevantes para este objetivo. Finalmente, se vislumbra a largo plazo la posibilidad de que, a partir de la participación política, técnica y ciudadana, el proceso pueda continuar hasta formalizar un Plan de Acción de Sustentabilidad para la ciudad de Bahía Blanca.

## REFERENCIAS

- [1] Esteve, Josep Maria Pascual. De la planificación a la gestión estratégica de las ciudades. Diputación Barcelona. España. (2001).
- [2] Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo - Cumbre de la Tierra (1992), en: <http://www.oarsoaldea.net/agenda21/es/book/print/8>
- [3] Carta de Aalborg. Aprobada por los participantes en la «Conferencia Europea sobre Ciudades Sostenibles» celebrada en Aalborg, Dinamarca, el 27 de mayo de 1994.
- [4] Bertonecello, Rodolfo. Transformación de asentamientos en Argentina, en la segunda mitad del siglo XX. En: Revista Población, Dirección Nacional de Población Ministerio del Interior, Año 4, N° 7, ISSN: 1852-074X. (2012).
- [5] Vapñarsky, César y Gorjovsky, Néstor. El crecimiento urbano en la Argentina. Buenos Aires: Grupo Editor Latinoamericano-IIED. (1990).
- [6] Michelini, Juan José y Davies, Carina. Ciudades Intermedias y Desarrollo Territorial: un análisis exploratorio del caso Argentino. En: Documentos de Trabajo-Grupo de Estudios sobre Desarrollo Urbano, N° 5, ISSN: 1989-5550. (2009).
- [7] Carrión, Fernando Mena. Polarización Urbana. En Diario Hoy. <[http://works.bepress.com/fernando\\_carrion/535](http://works.bepress.com/fernando_carrion/535)>. (2012):
- [8] Programa Argentina Urbana (PAU). Subsecretaría del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, (2007 - 2011). Como parte del PET y en el marco de convenios desarrollados con la Corporación Andina de Fomento, la Facultad de Arquitectura Diseño y Urbanismo de la Universidad de Buenos Aires y la Comisión Nacional de Actividades Espaciales.
- [9] Banco Interamericano de Desarrollo (BID). Iniciativa Ciudades Emergentes y Sustentables (ICES). Enfoque multidisciplinario para abordar los desafíos que enfrentan las áreas urbanas intermedias de América Latina.(2011).
- [10] Banco Interamericano de Desarrollo.(BID). Guía Metodológica- Iniciativa Ciudades Emergentes y Sostenibles. Segunda edición. (2014).
- [11] Gallopin, Gilberto, Indicators and their Use: Information for Decision-making. Sustainability Indicators. Moldan&Billharz, Eds. (1997).
- [12] Meg Holden, Urban indicators and the integrative ideals of cities. Elsevier Ltd. (2006).
- [13] Spellman, Frank R. Water & Wastewater Infrastructure. Energy Efficiency and Sustainability. Taylor & Francis Group. CrC Press. (2013)
- [14] Rayén Quiroga Martínez. Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sustentable en países de América Latina y el Caribe. Santiago de Chile. CEPAL. (2009).
- [15] Guía Metodológica. Anexo 2 Indicadores de la Iniciativa Ciudades Emergentes y Sostenibles. BID. (2013).

## ESTUDIO TEÓRICO COMPARATIVO DE SÍNTESIS DE ACETANILIDA

Cagliari Silvana C.<sup>1\*</sup> y Pagnan Mariángeles<sup>1</sup>

1: CIQA - Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Avenida Cruz Roja Argentina esquina Maestro López- Ciudad Universitaria (X5016ZAA), Córdoba,  
República Argentina.  
scagliari@quimica.frc.utn.edu.ar; mpagnan@ciqa.com.ar

*Resumen.* Se llevó a cabo un estudio teórico comparativo de la síntesis de acetanilida, mediante la acetilación de anilina por un procedimiento convencional y por un método alternativo “síntesis verde”, a través del análisis y comparación de los intermediarios de reacción correspondientes, cuya formación se considera la etapa determinante de la velocidad de reacción, promoviendo de esta manera la generación de procesos ambientalmente más favorables. Se emplearon los métodos DFT y MP2 para determinar los parámetros geométricos y calcular las energías de los reactivos y productos de ambas reacciones, llevándose a cabo el mismo procedimiento para identificar los parámetros geométricos y calcular la energía de los intermediarios de reacción.

*Palabras clave:* Acetanilida, Acetilación, Anilina, MP2, DFT

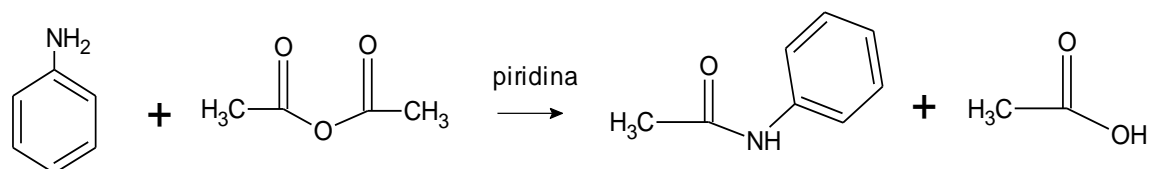
### 1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la acetilación de aminas es de gran interés por la utilidad de sus productos de reacción dentro de la industria química y porque constituye una de las transformaciones más frecuentemente usadas en síntesis orgánica, ya que proporciona un medio eficiente y económico para la protección de grupos amino en un proceso sintético.

La acetilación de una amina, tanto con anhídrido acético como con ácido acético, es una reacción de sustitución nucleofílica sobre carbono insaturado, siendo el nucleófilo la propia amina. El aumento de la velocidad de reacción se puede conseguir con el agregado de una base [1], de un ácido de Brönsted [2] o de un ácido de Lewis [3], como catalizador. Para que un catalizador aumente la velocidad de una reacción debe aumentar la velocidad del paso lento o paso determinante de la misma. El mecanismo de esta reacción consiste en un ataque de la amina al carbono del carbonilo del anhídrido o del ácido acético, formando un intermediario tetraédrico, etapa determinante de la velocidad de reacción. Se han llevado a cabo estudios teóricos [4] y trabajos experimentales [5] sobre esta reacción y ambos coinciden en que la misma transcurre a través de la formación de un intermediario tetraédrico.

En el procedimiento convencional, la acetilación de anilina se realiza con anhídrido acético,

en presencia de piridina, cuyos productos de reacción son el ácido acético y acetanilida. El esquema general de la acetilación convencional de anilina se muestra en la Figura 1.



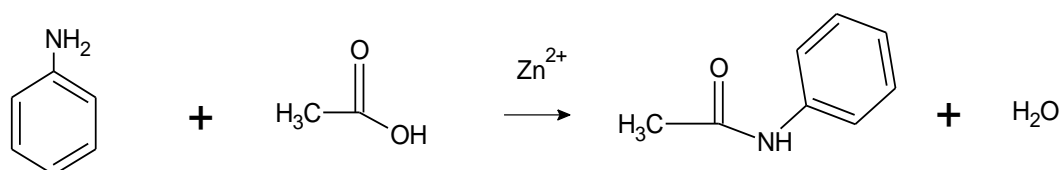
**Fig.:1** Esquema de la Acetilación Convencional de Anilina

El método alternativo emplea ácido acético en presencia de  $Zn^{2+}$  que actúa como ácido de Lewis, obteniéndose como productos de reacción acetanilida y agua. Se han llevado a cabo estudios experimentales de acetilación de anilinas y aminas secundarias empleando ácido acético [2].

Los iones metálicos ejercen su efecto catalítico al coordinarse con átomos con pares de electrones no enlazados, es decir formando complejos con el oxígeno del carbonilo haciendo que el carbono del carbonilo quede más susceptible para recibir electrones de un nucleófilo.

Estudios teóricos y experimentales han reportado una disminución de la energía de activación de la acilación de anilina cuando se emplean ácidos de Lewis como catalizadores [6].

El esquema general de la acetilación alternativa de anilina se muestra en la Figura 2.



**Fig.:2** Esquema de la Acetilación Alternativa de Anilina

Este proceso alternativo es ambientalmente favorable porque elimina el uso de sustancias tóxicas como por ejemplo piridina, además de minimizar la formación de subproductos, ya que se forma agua, apuntando de esta manera a la economía atómica, uno de los principios de la química verde o sostenible.

## 2. METODOLOGÍA

Para poder comparar ambas síntesis de acetanilida, se diseñaron y optimizaron las estructuras de todas las especies que intervienen en las reacciones, determinándose los parámetros geométricos óptimos correspondientes, calculando además las energías mínimas de todos los compuestos, reactivos y productos, que participan en las reacciones como así también la energía de los respectivos intermediarios.

Para realizar estos cálculos se emplearon métodos de estructura electrónica. Estos métodos dentro de la química computacional, utilizan las leyes de la mecánica cuántica como base para



los cálculos.

Para el diseño y optimización de las estructuras de todas las especies que intervienen en ambas reacciones se empleó el método DFT, basado en la teoría de funcionales de densidad, el cual incluye efectos de correlación electrónica y dentro de este se empleó el B3LYP. Este método denominado ab-initio, considera toda la estructura atómica sin introducir parámetros empíricos en la resolución de la ecuación de Schrödinger.

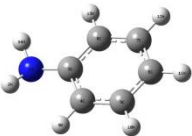
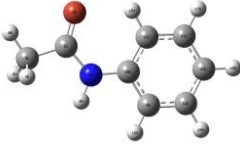
También para calcular las energías mínimas de todas las moléculas que intervienen en la reacción se empleó el método MP2, basado en la teoría perturbativa de Møller-Plesset de segundo orden.

Se optó por la función de base 6-31G\* que indica que se utilizan seis funciones gaussianas para representar los orbitales atómicos internos, mientras que los externos, capa de valencia, se representan mediante tres funciones para la parte contraída y una para la parte difusa, más una función de polarización para átomos pesados, indicada mediante el \*, que representa el efecto de los orbitales tipo d. Todos los cálculos se realizaron empleando el programa Gaussian 09 [7].

El mismo procedimiento se llevó a cabo para identificar los parámetros geométricos y calcular la energía de los intermediarios correspondientes.

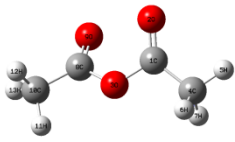
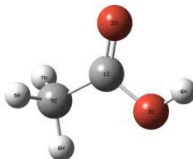

### 3. RESULTADOS Y CONCLUSIONES

La Tabla 1 reporta los resultados obtenidos de la aplicación de los métodos de cálculo mencionados, es decir en la misma se pueden observar longitudes de enlace, ángulos de enlace y energías de la amina reactivo y de la amida producto de ambas reacciones motivo de estudio.

Compuestos	Estructuras	Longitud de Enlace (Å)	Ángulo de Enlace (°)	Energía kcal mol <sup>-1</sup>
Anilina		C-H = 1.09 C-N = 1.39 N-H = 0.99	C <sub>8</sub> -C <sub>3</sub> -N = 120.71 H-N-C = 114.21 H-C <sub>8</sub> -C <sub>3</sub> = 120.14	20.38
Acetanilida		C <sub>1</sub> -C <sub>5</sub> = 1.51 C <sub>1</sub> -O = 1.24 C <sub>1</sub> -N = 1.39 N-C <sub>10</sub> = 1.40 N-H <sub>4</sub> = 0.99	C <sub>5</sub> -C <sub>1</sub> -N = 115.79 O-C <sub>1</sub> -N = 123.34 C <sub>1</sub> -N-C <sub>10</sub> = 127.90 C <sub>1</sub> -N-H <sub>4</sub> = 116.77	-15.47

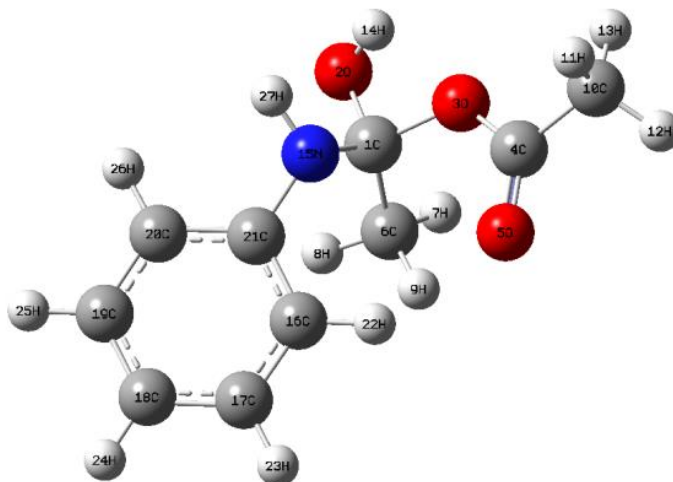
**Tabla 1.** Parámetros Geométricos y Entalpías de Formación de Anilina y Acetanilida

La Tabla 2 reporta los resultados obtenidos de la aplicación de los métodos de cálculo mencionados, es decir en la misma se pueden observar longitudes de enlace, ángulos de enlace y energías de reactivos y productos que intervienen en cada una de las reacciones motivo de estudio, a saber: anhídrido acético, ácido acético y agua.

Compuestos	Estructuras	Longitud de Enlace (Å)	Ángulo de Enlace (°)	Energía kcal mol <sup>-1</sup>
Anhídrido Acético		C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> = 1.22 C <sub>1</sub> -C <sub>4</sub> = 1.49 C <sub>1</sub> -O <sub>3</sub> = 1.39 C <sub>4</sub> -H <sub>5</sub> = 1.12	C <sub>1</sub> -O <sub>3</sub> -C <sub>8</sub> = 121.83 O <sub>2</sub> -C <sub>1</sub> -C <sub>4</sub> = 129.78 O <sub>2</sub> -C <sub>1</sub> -O <sub>3</sub> = 118.05 C <sub>1</sub> -C <sub>4</sub> -H <sub>5</sub> = 109.37	-131.71
Ácido Acético		C-O <sub>2</sub> = 1.23 C-C = 1.49 C-O <sub>3</sub> = 1.36 H-O <sub>3</sub> = 0.97 C-H = 1.12	C-O-H = 109.76 O-C-O = 116.53 O <sub>2</sub> -C-C = 129.27 O <sub>3</sub> -C-C = 114.20 C-C-H <sub>7</sub> = 108.94	-103.80
Agua		O-H = 0.96	H-O-H = 103.54	-59.23

**Tabla 2.** Parámetros Geométricos y Entalpías de Formación de Reactivos y Productos

En la Figura 3 se muestra la estructura del intermediario de la reacción convencional y en la Tabla 3 se reportan algunos de sus parámetros geométricos. Para esta reacción se obtuvo una energía de activación de 17.55 kcal/mol.

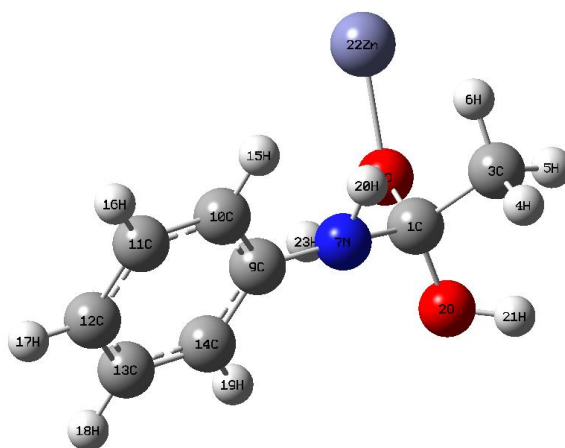


**Fig.:3** Intermediario Tetraédrico Acetilación Convencional

Longitud	Valor Å	Angulo	Valor °
r (C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> )	1.42	θ (C <sub>1</sub> -N-C <sub>21</sub> )	118.97
r (C <sub>1</sub> -N)	1.46	θ (C <sub>1</sub> -N-H <sub>27</sub> )	110.71
r (C <sub>1</sub> -C <sub>6</sub> )	1.53	θ (O <sub>3</sub> -C <sub>1</sub> -C <sub>6</sub> )	111.74
r (N-H <sub>27</sub> )	1.00	θ(O <sub>2</sub> - C <sub>1</sub> -N)	111.42
r (C <sub>1</sub> -O <sub>3</sub> )	1.46	θ (C <sub>6</sub> -C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> )	107.04
r (N-C <sub>21</sub> )	1.42	θ (N-C <sub>1</sub> -O <sub>3</sub> )	108.66
r (O <sub>2</sub> -H <sub>14</sub> )	0.92	θ (C <sub>1</sub> -C <sub>6</sub> -H <sub>9</sub> )	110.15
r (C <sub>6</sub> -H <sub>7</sub> )	1.12	θ (C <sub>21</sub> -N-H <sub>27</sub> )	111.82
r (C <sub>4</sub> -O <sub>3</sub> )	1.37	θ (C <sub>4</sub> -O <sub>3</sub> -C <sub>1</sub> )	121.68

**Tabla 3.** Parámetros Geométricos Intermediario Acetilación Convencional

En la Figura 4 se muestra la estructura del intermediario de la reacción alternativa y en la Tabla 4 se reportan algunos de sus parámetros geométricos. Para esta reacción se obtuvo una energía de activación de 18.97 kcal/mol.



**Fig.:4** Intermediario Tetraédrico Acetilación Alternativa

Longitud	Valor Å	Angulo	Valor °
r (C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> )	1.40	θ (C <sub>9</sub> -N-H <sub>20</sub> )	109.81
r (C <sub>1</sub> -N)	1.47	θ (C <sub>1</sub> -O <sub>8</sub> -Zn)	113.10
r (C <sub>1</sub> -C <sub>3</sub> )	1.54	θ (C <sub>3</sub> -C <sub>1</sub> -N)	111.57
r (N-H <sub>20</sub> )	1.00	θ(O <sub>2</sub> - C <sub>1</sub> -N)	111.96
r (C <sub>1</sub> -O <sub>8</sub> )	1.45	θ (C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> -H <sub>21</sub> )	115.22
r (O <sub>8</sub> -Zn)	1.98	θ (C <sub>1</sub> -C <sub>3</sub> -H <sub>6</sub> )	110.18
r (O <sub>2</sub> -H <sub>21</sub> )	0.99	θ (O <sub>8</sub> -C <sub>1</sub> -N)	114.40
r (C <sub>3</sub> -H <sub>4</sub> )	1.11	θ (O <sub>8</sub> -C <sub>1</sub> -O <sub>2</sub> )	101.14
r (C <sub>9</sub> -N)	1.41	θ (C <sub>1</sub> -N-C <sub>9</sub> )	159.82

**Tabla 4.** Parámetros Geométricos Intermediario Acetilación Alternativa

La diferencia de 1.42 kcal/mol entre las energías de activación de ambas reacciones permite considerar a la “síntesis verde” una alternativa viable, con ahorro atómico y minimización de subproductos. Con la eliminación de productos secundarios, el empleo de condiciones menos agresivas, dando prioridad al uso de catalizadores reutilizables en lugar de reactivos estequiométricos, se optimiza un proceso productivo químico preservando el ambiente.

## REFERENCIAS

- [1] V. K. Yadav, K.G. Babu y M. Mittal, “KF-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> is an Efficient Solid Support Reagent for the Acetylation of Alcohols and Amines. Impeding Effect of Solvent on the Reaction Rate”, *Tetrahedron*, Vol. 57, pp.7047-7051, (2001).
- [2] H.S.Prasad, G.R. Srinivasa y D. Channe Gowda, “Convenient, Cost-Effective, and Mild Method for the N-acetylation of Anilines and Secondary Amines”, *Synthetic Communications*, Vol.35, pp.1189-1195, (2005).
- [3] S. Farhadi y S. Panahandehjoo, “Spinel-Type Zinc Aluminate (ZnAl<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) Nanoparticles Prepared by the Co-Precipitation Method: A Novel, Green and Recyclable Heterogeneous Catalyst for the Acetylation of Amines, Alcohols and Phenols under Solvent-Free Conditions”, *Applied Catalysis A: General*, Vol. 382, N°2, pp. 293-302, (2010).
- [4] H.G. Kruger, “Ab initio mechanistic study of the protection of alcohols and amines with

- anhidrides”, *Journal of Molecular Structure (Theochem)*, Vol. 577, pp. 281- 285, (2002).
- [5] S. Naik, G. Bhattacharjya, B. Talukdar y B.K. Patel, “Chemoselective Acylation of Amines in Aqueous Media”, *European Journal Organic Chemistry*, Vol. 2004, N° 6, pp. 1254-1260, (2004).
- [6] X. Tong, Z. Ren, X. Qü, Q. Yang y W. Zhang, “Efficient amide formation from arylamines and esters promoted by  $\text{AlCl}_3/\text{Et}_3\text{N}$ : an experimental and computational investigation”, *Research on Chemical Intermediates*, Vol. 38, pp. 1961-1968, (2012).
- [7] Frisch, M. J., Frisch, G. W. Trucks, H. B. Schlegel, G. E. Scuseria, M. A. Robb, J. R. Cheeseman, G. Scalmani, V. Barone, B. Mennucci, G. A. Petersson, H. Nakatsuji, M. Caricato, X. Li, H. P. Hratchian, A. F. Izmaylov, J. Bloino, G. Zheng, J. L. Sonnenberg, M. Hada, M. Ehara, K. Toyota, R. Fukuda, J. Hasegawa, M. Ishida, T. Nakajima, Y. Honda, O. Kitao, H. Nakai, T. Vreven, J. A. Montgomery, Jr., J. E. Peralta, F. Ogliaro, M. Bearpark, J. J. Heyd, E. Brothers, K. N. Kudin, V. N. Staroverov, R. Kobayashi, J. Normand, K. Raghavachari, A. Rendell, J. C. Burant, S. S. Iyengar, J. Tomasi, M. Cossi, N. Rega, J. M. Millam, M. Klene, J. E. Knox, J. B. Cross, V. Bakken, C. Adamo, J. Jaramillo, R. Gomperts, R. E. Stratmann, O. Yazyev, A. J. Austin, R. Cammi, C. Pomelli, J. W. Ochterski, R. L. Martin, K. Morokuma, V. G. Zakrzewski, G. A. Voth, P. Salvador, J. J. Dannenberg, S. Dapprich, A. D. Daniels, Ö. Farkas, J. B. Foresman, J. V. Ortiz, J. Cioslowski, and D. J. Fox, Gaussian 09, Revision D.01, Gaussian, Inc., Wallingford CT, 2009.



## EFICIENCIA ENERGÉTICA: ILUMINACIÓN – IMPACTO AMBIENTAL

**Cova, Walter J. D.**

GPS – Grupo Proyectos y Servicios  
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional La Rioja  
San Nicolás de Bari (E) 1100  
CP(5300) La Rioja – Argentina  
e-mail: [wcova.utn@gmail.com](mailto:wcova.utn@gmail.com)

**Resumen.** *En este trabajo se expone un análisis de la eficiencia energética en las lámparas eléctricas –partiendo de los bulbos de filamento hasta llegar a las lámparas de LED– y su incidencia en la ecología. Se intenta demostrar que, si bien el rendimiento lumínico de las lámparas ha ido mejorando obteniéndose una mayor cantidad de lúmenes por watt (es decir mayor cantidad de energía radiante por unidad de energía eléctrica suministrada), los problemas ecológicos asociados no han disminuido necesariamente en forma paralela, sino que las nuevas tecnologías de fabricación han traído consigo sus propias amenazas ambientales.*

*Se analiza en particular el empleo cada vez más masivo de las lámparas compactas fluorescentes (CFL), considerando tanto su contribución a la eficiencia energética, como su impacto ambiental medido en toneladas de CO<sub>2</sub> no emitido merced a su uso por una parte, y por otra, la posibilidad de contaminación de aguas por el mercurio presente en sus residuos, cuya disposición racional constituye un serio reto a la conciencia ambientalista de gobiernos y ciudadanos, requiriendo una adecuada legislación e instalaciones acordes.*

*Se comenta asimismo la tendencia a la cartelización que exhibieron en el pasado muchos fabricantes de lámparas de filamento de tungsteno y que podría llegar a repetirse con las lámparas CFL, lo que requiere de una clara acción de control por parte de las asociaciones de consumidores.*

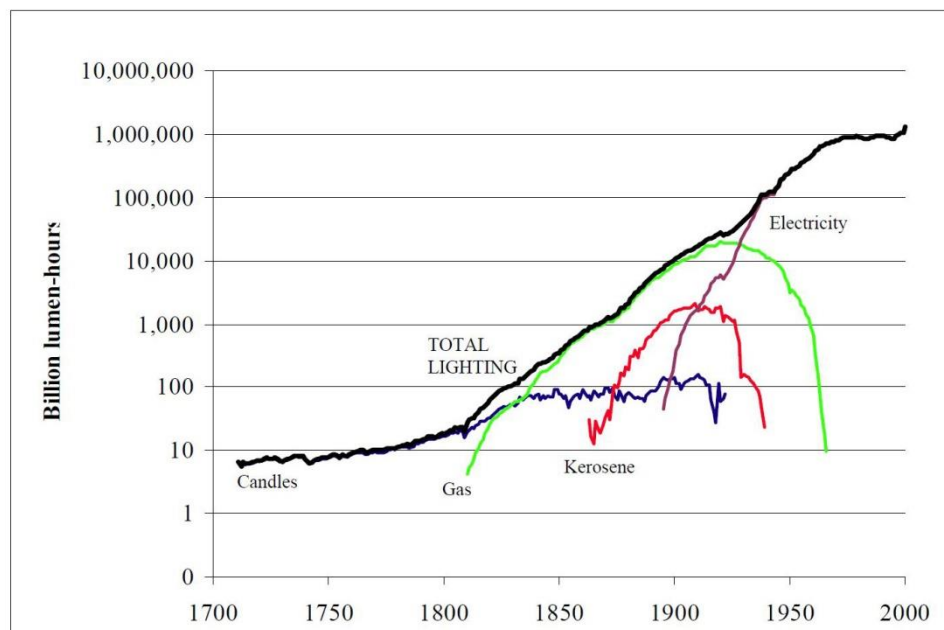
**Palabras clave:** iluminación, lámparas fluorescentes compactas, eficiencia energética, impacto ambiental.

### 1. INTRODUCCIÓN – ILUMINACIÓN Y ENERGÍA

La iluminación constituye con toda seguridad la manifestación más evidente del progreso que trae consigo la utilización de la energía eléctrica. Tanto es así que coloquialmente muchas veces se dice “se fue la luz” para referenciar un corte de energía.

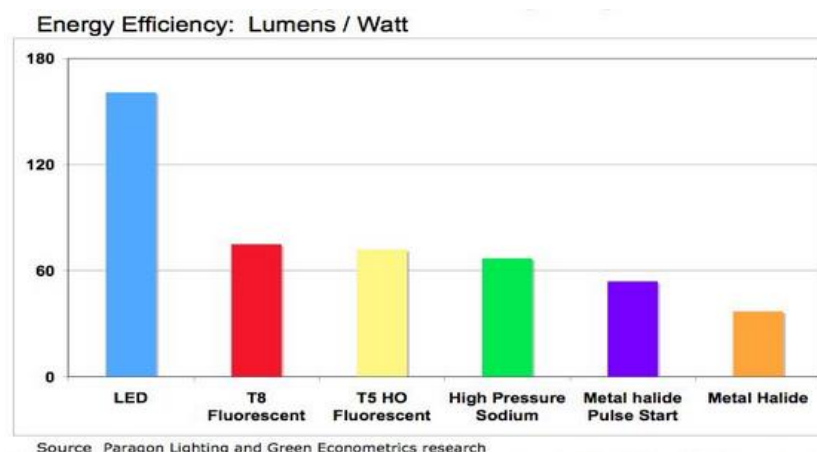
En los últimos tres siglos, los países desarrollados han incrementado su demanda de energía lumínica unas 100.000 veces. En la Figura 1, se muestra la evolución del consumo de luz

(expresada en miles de millones de lúmenes-hora) para el Reino Unido en el período que va de 1700 a 2000 (Fouquet y Pearson 2007). Esta tendencia se replica en las naciones en desarrollo.



**Figura 1.** Consumo de energía lumínica en el Reino Unido entre 1700 y 2000 (Fouquet y Pearson 2007).

Mucho ha avanzado la humanidad desde los tiempos en que la iluminación dependía de las velas, con un rendimiento lumínico de 0.3 lúmenes/Watt (lm/W). La introducción de la energía eléctrica se vio acompañada por la invención y difusión de las lámparas de filamento incandescente que producen entre 5 y 17 lm/W.

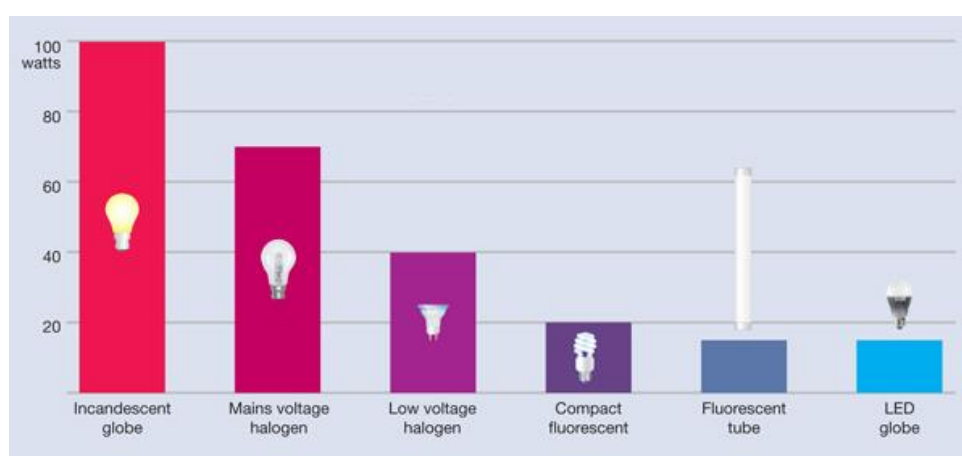


**Figura 2.** Eficiencia lumínica, tomado de Green Econometrics (2009).



Los tubos fluorescentes empleados en iluminación comercial y de oficinas rinden entre 60 y 100 lm/W, mientras que las lámparas fluorescentes compactas (CFL) de utilización residencial presentan eficiencias comprendidas entre 45 y 75 lm/W. Las lámparas LED (light emitting diode) pueden alcanzar los 150 lm/W con una prolongada vida útil<sup>iv</sup> pero, en la actualidad, su precio de instalación resulta elevado. En iluminación pública de calles y plazas e iluminación industrial se emplean lámparas de descarga de alta potencia, con rendimientos entre 85 y 200 lm/W.

Aunque la eficiencia energética de las lámparas eléctricas se ha ido incrementando con las diversas tecnologías (Figuras 2 y 3), el consumo de electricidad para iluminación representa el 19% del consumo mundial de energía eléctrica (Figura 4), utilizando en su mayor parte lámparas incandescentes de bajo rendimiento.

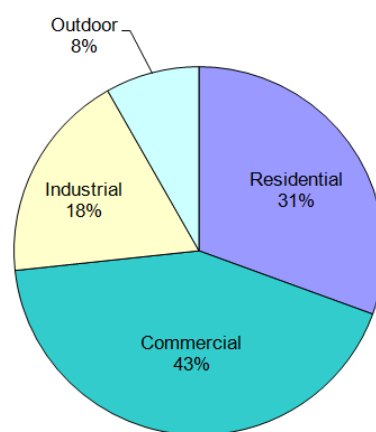


**Figura 3.** Consumo a igualdad de energía radiante, tomado de Green Econometrics (2009).

La sustitución de luminarias incandescentes por lámparas de mayor eficiencia lumínica, implica una reducción de consumo de energía y una disminución de la emisión de gases de efecto invernadero, habida cuenta que la generación eléctrica se basa en la actualidad en energía primaria proveniente de combustibles fósiles. De acuerdo a la Agencia Internacional de Energía (IEA 2014), se estima que el empleo de lámparas de bajo consumo permitiría el ahorro de 2.4 ExaJoules anuales en el año 2030 (es decir 667 TeraWatt-hora).

La eficiencia en iluminación no debe solamente buscarse por medio de la sustitución de lámparas incandescentes de bajo rendimiento, sino también mediante la racionalización del uso de la luz eléctrica, atenuando o apagando luminarias en los horarios de baja utilización (Brown 2011, cap. 8).

<sup>iv</sup> Se prevé para el último cuatrimestre de 2015 el lanzamiento comercial de lámparas LED con recubrimiento de grafeno, con lo que se podría incrementar la eficiencia lumínica y energética llevando la vida útil de estas lámparas a 25 años. Véase «Graphene's First Commercial Success: Energy-Saving Light Bulbs?» en [www.eetimes.com](http://www.eetimes.com)



**Total: 3,418 Terawatt-hours**

*Source: EPI from IEA*

**Figura 4.** Consumo mundial de electricidad para iluminación, por sector, 2005. (Brown 2011).

Un aspecto de interés para la disminución del gasto público municipal, está dado por el empleo de artefactos adecuados en la iluminación de calles, espacios públicos y edificios, artefactos que permitan dirigir el flujo lumínico hacia donde es requerido, evitando iluminar inútilmente el cielo. La disminución de la polución lumínica nocturna significa no solo economías para el erario, sino una mejora en la salud de los habitantes de las ciudades, de la flora y de la fauna (García 2010).

Cuba ha sido el primer país en implementar una política de eliminación progresiva de lámparas incandescentes a partir de 2006. Australia y Nueva Zelanda la siguieron a principios de 2007. Cuba ha informado una reducción en la demanda pico de 3.980 MW, o lo que es lo mismo 34 MW por millón de lámparas incandescentes sustituidas. De acuerdo a Waide (2010) un total de por lo menos 37 naciones han iniciado políticas en tal sentido. En lo que sin embargo no se ha avanzado lo suficiente a nivel global, es en el manejo de los residuos tóxicos originados por las lámparas de bajo consumo en desuso.

### **3. IMPACTO AMBIENTAL DE LAS LÁMPARAS FLUORESCENTES COMPACTAS (CFL)**

Se ha mencionado que la iluminación constituye aproximadamente el 20% del consumo mundial de energía eléctrica, equivalente a un 2.4% de la energía primaria global, la que es preponderantemente generada mediante combustible fósil (80%). A su vez el 70 % de la energía usada para iluminación artificial es consumida por lámparas incandescentes lo cual representa aproximadamente el 1,7 % del consumo mundial de toda la energía primaria. Siguiendo a Leanza y Parente (2013), si el ahorro de energía que representa la sustitución de lámparas incandescentes por CFL es del 80%, ello significa el 1.3% del consumo total de energía primaria. ¿A cuántas toneladas de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) no emitido equivale este ahorro de energía?

Para responder a la pregunta precedente, se debe tener en cuenta que la emisión total de CO<sub>2</sub> es aproximadamente de 30.000 millones de toneladas (Mt) anuales, por lo que mantener encendidas las lámparas incandescentes trae aparejada la emisión de 390 Mt de CO<sub>2</sub> y la sustitución total por lámparas CFL de bajo consumo significaría emitir un 80% menos, es decir 312 megatoneladas.

Pero no todo lo que reluce es oro... lamentablemente, las lámparas CFL de uso doméstico contienen en promedio 5 mg de mercurio cada una<sup>v</sup>. La Agencia Ambiental de Estados Unidos (EPA) catalogó a las lámparas que contienen mercurio como un residuo peligroso; asimismo demostró que su disposición en rellenos sanitarios puede producir la contaminación de las aguas subterráneas, a través de los lixiviados. Las regulaciones internas primarias de los Estados Unidos (EPA, 2000) establecen un contenido máximo de mercurio de 0,002 mg/litro de agua. Ello significa que una lámpara CFL desechada tiene el potencial de contaminar 2500 litros de agua. En este punto, si se tiene presente que un tanque domiciliario standard para vivienda unifamiliar tiene una capacidad de 1000 litros (1 m<sup>3</sup> o 1 tonelada) de agua, visualizaremos que la lámpara en cuestión, podría contaminar el agua contenida en dos tanques y medio.

Para ir completando el balance ecológico, se debe calcular cuánto ahorro en emisión de gases de efecto invernadero (CO<sub>2</sub>) produce la lámpara en cuestión. Considerando que una CFL de 15W y 8000 horas de vida produce un flujo luminoso igual al de una lámpara incandescente de 75W (cuya vida es de 1000 horas), entonces durante su vida la CFL produce un ahorro energético de 480 kWh (kilowatt-hora) que significa la no emisión a la atmósfera de 262.5 kg CO<sub>2</sub>, adoptando el factor de emisión de 0.547 kg CO<sub>2</sub>/kWh (Sec. Energía, 2013).

La consecuencia de lo expuesto es la siguiente: la no emisión de 262.5 kg de dióxido de carbono estaría contrabalanceada por la posible contaminación de 2500 litros de agua, por lo que el potencial contaminante de las lámparas CFL es de 9.5 litros de agua por cada kg CO<sub>2</sub>. Las dimensiones del problema ambiental global son impactantes: las 312 Mt de CO<sub>2</sub> anuales ahorradas por la sustitución total de la iluminación incandescente, significarían la posibilidad de contaminar 2964 Mt de agua (= 2.964.000.000 de toneladas de agua, o en números redondos 3 kilómetros cúbicos de agua) por año, si es que no se adoptan las medidas necesarias para producir una adecuada disposición al final de la vida útil de las lámparas CFL y de las lámparas fluorescentes en general.

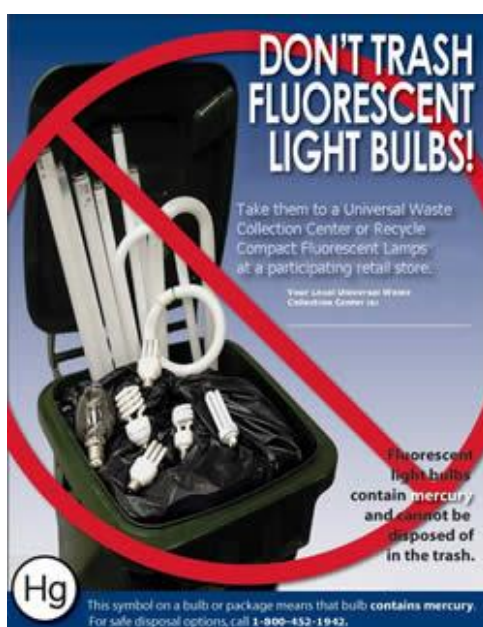
El análisis no estaría completo, si olvidáramos mencionar la emisión de vapores de mercurio a la atmósfera, originado en la generación de energía eléctrica mediante combustibles fósiles (principalmente carbón). De acuerdo a una publicación en internet de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2014): *“Pequeñas cantidades de de mercurio pueden ser inyectadas al ambiente cuando se rompen CFLs, o si al final de su vida útil no son adecuadamente dispuestas. A pesar de estas emisiones, el empleo de CFLs contribuye a*

---

<sup>v</sup> El contenido de mercurio de los diversos tipos de lámparas parte de los aproximadamente 5 mg en las fluorescentes compactas (CFL), 15 mg en los tubos fluorescentes y de 50 a 1000 mg en las lámparas de descarga de alta intensidad (HID) utilizadas para iluminación vial. Por otra parte, a nivel doméstico se emplean otros elementos que contienen mercurio: pilas y acumuladores, interruptores de mercurio, termómetros clínicos, etc., los que asimismo originan residuos tóxicos.

*reducir la emisión total de mercurio en USA por el significativo ahorro de energía derivado de su empleo. La utilización de lámparas CFL reduce la demanda eléctrica, con lo que se reduce la cantidad de carbón empleada en la generación y, consecuentemente, se reducen las emisiones de mercurio por quemado de carbón".* En USA, se ha producido en 2011 una emisión total de 52 toneladas de mercurio al ambiente, de las cuales 25.4 se deben a centrales de generación eléctrica operadas con carbón o coque de petróleo (EPA, 2013).

Por cierto que la posición sustentada por EPA, resulta válida en tanto se mantenga la actual canasta de insumos para producción de electricidad en USA. De todas maneras, algunos estados y municipios ya han reconocido la toxicidad de las lámparas fluorescentes y han prohibido su disposición en enterramientos sanitarios, exigiéndose a fabricantes y distribuidores que proporcionen servicios de disposición y reciclado de CFLs (Maine DEP, 2014).



**Figura 5.** Tomada de Maine DEP (2014)

Resulta entonces aconsejable que los planes gubernamentales de sustitución de lámparas incandescentes sean acompañados por medidas de educación de los consumidores y fomento de empresas e instalaciones dedicadas al tratamiento y disposición de residuos especiales, ya que las lámparas fluorescentes residuales deben ser consideradas en función de las leyes que regulan los residuos especiales (Ley 11720 PBA, 1995). Preocupa especialmente la falta de normativas nacionales y acciones específicas a nivel gubernamental orientadas a la recolección y tratamiento de estos residuos contaminantes. Se cuenta a nivel mundial con múltiples antecedentes acerca de regulaciones útiles al momento de formular las normas que nos están faltando. Véanse al respecto (Australian Gov. 2014), (South Africa Gov. 2008), (**European Com. 1991**); un estudio sobre residuos domésticos particularmente importante se

encuentra en (Gendebien et al. 2002).

#### **4. ARGENTINA: PRONUREE**

En 1994 y 2001 respectivamente, la República Argentina aprobó la CONVENCION MARCO DE LAS NACIONES UNIDAS SOBRE EL CAMBIO CLIMATICO (Ley N° 24.295–1994), y adhirió al PROTOCOLO DE KYOTO (PK) de esa Convención (mediante Ley N° 25.438–2001). Posteriormente por Decreto 140–2007, se declaró de interés y prioridad nacional el uso racional y eficiente de la energía, aprobándose los lineamientos del PROGRAMA NACIONAL DE USO RACIONAL Y EFICIENTE DE LA ENERGÍA (PRONUREE), entre cuyos considerandos se destaca el papel de la eficiencia energética, entendida como la adecuación de los sistemas de producción, transporte, distribución, almacenamiento y consumo de energía, destinada a lograr el mayor desarrollo sostenible con los medios tecnológicos al alcance, minimizando el impacto sobre el ambiente, optimizando la conservación de la energía y la reducción de los costos, conforma en la República Argentina un componente imprescindible de la política energética y de la preservación del medio ambiente, para lograr una significativa reducción de las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y de otros gases de efecto invernadero.

Si bien el texto del Decreto 140-2007 y de sus anexos abunda en consideraciones de impacto ambiental, las mismas están orientadas a minimizar las emisiones de dióxido de carbono mediante el uso racional de la energía y las nuevas tecnologías coadyuvantes, con escasas referencias a la disposición de residuos potencialmente peligrosos producidos por estas últimas.

Entre los objetivos de mediano y largo plazo de PRONUREE se encuentra la sustitución de lámparas incandescentes, mezcladoras y de vapor de mercurio por lámparas de vapor de sodio de alta presión y LEDs, en aplicaciones de iluminación en alumbrado público y semaforización. Para este caso se cuenta con un INSTRUCTIVO DE DISPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS (MinPLAN, 2012) provenientes de las lámparas de vapor de mercurio retiradas, preparado en forma conjunta por la Secretaría de energía y la Universidad Tecnológica Nacional – obrando la UTN como Unidad de Seguimiento y Control, de acuerdo a lo establecido en MinPLAN (2008). Ese instructivo establece taxativamente los pasos a seguir y los controles a cumplimentar para la disposición de esos residuos específicos.

Dentro de los objetivos de corto plazo establecidos para el PRONUREE se encontraba el reemplazo masivo de lámparas incandescentes por lámparas de bajo consumo, en todas las viviendas del país, lo que se ha llevado a cabo de 2008 a 2011. A pesar de la cantidad de normas ambientales detalladas en el documento DOCUMENTO MARCO DE GESTION AMBIENTAL Y SOCIAL (MinPLAN, 2013) el tema atinente a las medidas específicas para la disposición final de las lámparas de bajo consumo domiciliarias no se encuentra mencionado, aunque debiera suponerse que tales acciones son de resorte municipal, de acuerdo a la Ley Nacional 25.916 (B.O. 07/09/04) de Gestión de Residuos Domiciliarios, a la que se han adherido algunas administraciones provinciales.

La figura siguiente (Iglesias Furfaro, 2012) muestra un ahorro anual de energía de 6.000

GWh, producido por la sustitución de 25 millones de lámparas de iluminación domiciliar por CFLs llevada a cabo por PRONUREE hasta la prohibición final en 2011 de las lámparas incandescentes.

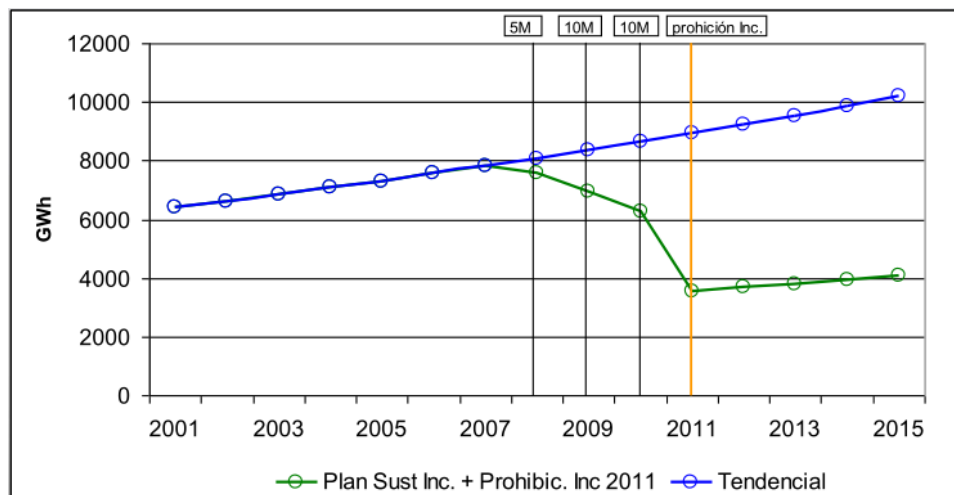


Figura 6. PRONUREE: sustitución de lámparas incandescentes. Tomado de (Iglesias Furfaro, 2012).

Admitiendo de nuevo optimísticamente para las CFLs una vida útil de 8.000 horas (2.7 años a un promedio de encendido de 8 horas diarias), su utilización ha producido en ese tiempo un ahorro en energía eléctrica de 16.200 GWh y la no emisión a la atmósfera de 8.9 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>. El cálculo del potencial contaminante del mercurio contenido en las CFLs es muy simple: 25.000.000 de lámparas a 5 mg Hg c/u, arroja un total 125 kg de desechos de mercurio con capacidad de contaminar 62.5 millones de toneladas de agua: es decir, un lago de 62.5 Hm<sup>3</sup>. No se afirma aquí esa contaminación haya ocurrido o deba necesariamente ocurrir pero, por otra parte, no hay medidas normativas para impedir que ocurra.

## 5. CARTELIZACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE LÁMPARAS

El mercado de la iluminación es económicamente muy importante, por lo que no han faltado en las primeras décadas del siglo pasado intentos de asegurar y repartir el mercado entre las compañías fabricantes asignando cupos de producción y, lo que es peor, implantando la obsolescencia programada de modo que las lámparas incandescentes no duraran más de 1000 horas y debieran ser cambiadas de tres a cuatro veces al año.

De acuerdo a lo publicado por Markus Krajevski, investigador de la Universidad de Basilea, el 23 de diciembre de 1924 se constituyó en Ginebra (Suiza) el cartel empresarial *Phoebus* integrado por Osram (Alemania), Philips (Holanda), Tungsram (Hungría), Associated Electric Industries (Inglaterra), Compagnie des Lampes (Francia), Tokio Electric Co. (Japón) y tres subsidiarias de General Electric de Brasil, China y México (Krajevski 2014-a). Phoebus ha sido el primer cartel de alcance verdaderamente mundial y contó con un órgano de



supervisión conducido por William Meinhardt de Osram, a cuyo cargo estuvo la asignación de cuotas de producción, la regulación del mercado global, el intercambio de patentes y de know-how, el establecimiento de normas de calidad y estándares de fabricación.

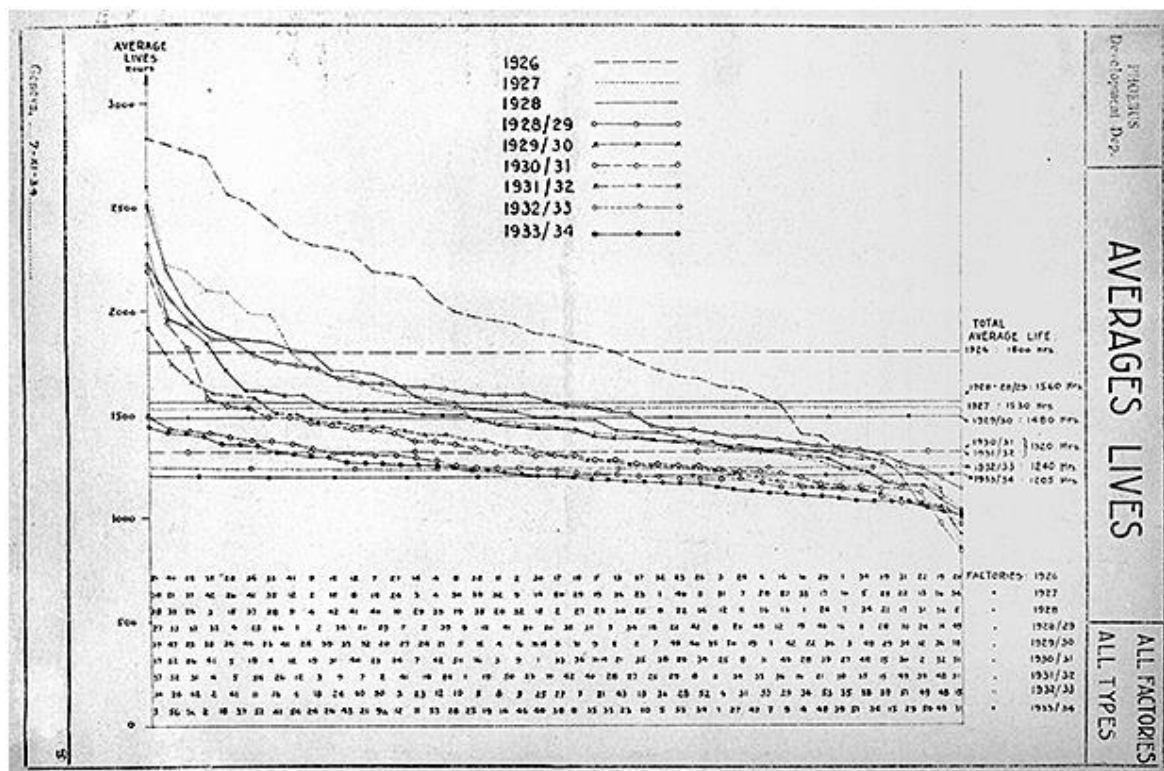


Photo: Landesarchiv Berlin

**Figura 7.** Vida media de las lámparas de filamento 1926-1934. Tomado de (Krajevski , 2014-a).

Entre los estándares de calidad se estableció que la vida útil de las diferentes lámparas de filamento debía ser de 1000 horas. La Figura 7 muestra el resultado de la aplicación de esta norma de 1926 a 1934. Cada una de las fábricas controladas por el cartel debía enviar con regularidad muestras de las lámparas producidas a los laboratorios centrales de Phoebus ubicados en Suiza. Teniendo en cuenta que en 1924 la duración de las lámparas superaba las 2500 horas, modificar su vida útil para reducirla a 1000 horas, manteniendo los niveles de eficiencia lumínica, significó un verdadero esfuerzo de ingeniería, lo que tan sólo en tiempos recientes ha salido a la luz (Krajevski 2014-b).

Osram, una de las empresas fundadoras del cartel (que continúa activa en el mercado de la iluminación, produciendo actualmente CFL y lámparas LED) publicó en 2006, en ocasión de su centenario, una historia corporativa que menciona muy breve y hartamente su participación en Phoebus (Osram 2006, pags. 33-34).

Aunque al momento de su creación se le había previsto un plazo de duración de 30 años, la Segunda Guerra Mundial significó el fin de Phoebus. Teniendo en cuenta la magnitud de las

empresas que integraban el cartel, las principales de las cuales perduran a la fecha, los consumidores de lámparas eléctricas y artefactos de iluminación, están perfectamente justificados al considerar con desconfianza las especificaciones técnicas publicitadas de los productos que se ofrecen en el actual contexto de mercados globalizados.

## 6. CONCLUSIÓN

La iluminación eléctrica plantea acuciantes problemas en lo ecológico, que se confía en solucionar con ayuda de la tecnología y con la toma de conciencia de usuarios y gobiernos en el manejo de residuos contaminantes. Específicamente en Argentina es necesario que los habitantes y autoridades municipales implementen medidas legales de protección al medio ambiente ante la amenaza que representan los residuos mercuriales provenientes de lámparas de bajo consumo.

Por otra parte es particularmente necesario que las asociaciones de consumidores extremen su vigilancia acerca de las prácticas empresariales de los fabricantes, para lograr el suministro de lámparas de calidad y precio moderado, controlando la duración de sus lámparas y verificando el cumplimiento de las promesas publicitarias de los fabricantes.

## AGRADECIMIENTOS

Se desea agradecer a la Dra. Úrsula Oswald Spring por la motivación brindada en el Seminario «*Impacto de las Energías Renovables en Ciencia, Tecnología y Sociedad*» desarrollado en el seno de EEACI – ESCUELA DE ESTUDIOS AVANZADOS EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA (UTN Rectorado), en Octubre de 2014.

## REFERENCIAS

- [1] Australian Gov., (2014) – Department Of The Environment: “Disposal Of Mercury-Containing Lamps”. Disponible En [Http://www.environment.gov.au/protection/national-waste-policy/mercury-containing-lamps](http://www.environment.gov.au/protection/national-waste-policy/mercury-containing-lamps)
- [2] Brown, Lester R., (2011): *World on the Edge: How to Prevent Environmental and Economic Collapse*. W.W. Norton & Company, New York – USA. Disponible en forma gratuita en Earth Policy Institute, [www.earth-policy.org](http://www.earth-policy.org).
- [3] Decreto 140–2007. Presidencia de la Nación Argentina - MINISTERIO DE PLANIFICACION FEDERAL, INVERSION PUBLICA Y SERVICIOS - Secretaría de Energía. [infoleg.mecon.gov.ar/infolegInternet/anexos/135000139999/136078/norma.htm](http://infoleg.mecon.gov.ar/infolegInternet/anexos/135000139999/136078/norma.htm) Acceso 17/5/2015.
- [4] EPA, (2000): Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos EPA. Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable. EPA 815 – F – 00 – 007.
- [5] EPA, (2013): “2011 National Emissions Inventory, version 1”. Technical Support



- Document. November 2013 – DRAFT. Disponible en [http://www.epa.gov/ttn/chief/net/2011nei/2011\\_neiv1\\_tsd\\_draft.pdf](http://www.epa.gov/ttn/chief/net/2011nei/2011_neiv1_tsd_draft.pdf)
- [6] EPA, (2014): “What are the Connections between Mercury and CFLs?” Disponible en <http://www2.epa.gov/cfl/what-are-connections-between-mercury-and-cfls>
- [7] European Communities, (1991): “EC Council Directive 91/689/EEC of 12 December 1991 on hazardous waste”. *Official Journal L 377*, 31/12/1991 P. 0020 – 002. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31991L0689>
- [8] Fouquet, Roger y Peter J.G. Pearson, (2007): “Seven Centuries of Energy Services: The Price and Use of Light in the United Kingdom (1300-2000)”, *Energy Journal*. Citado por On Climate Change Policy disponible en <http://onclimatechange.org.wordpress.com/low-carbon-technologies-section-overview/long-term-trends-in-lighting-efficiency-and-consumption/>
- [9] García Beatriz, (2010): *Ladrones de Estrellas – Ecología del cielo nocturno*. Ed. Kaicron. Buenos Aires.
- [10] Gendebien, A., Leavens, A., Blackmore, K., Godley, A., Lewin, K., Franke, B. y A. Franke, (2002): “Study On Hazardous Household Waste (Hhw) With A Main Emphasis On Hazardous Household Chemicals (Hhc) - Final Report”. European Commission - Directorate General Environment. Report No.: CO 5089-2. Julio 2002.
- [11] Green Econometrics, (2009): “Obama, Energy Efficiency and Lighting Retrofit”. Disponible en [http://greenecon.net/obama-energy-efficiency-and-lighting-retrofit/energy\\_economics.html](http://greenecon.net/obama-energy-efficiency-and-lighting-retrofit/energy_economics.html)
- [12] IEA, (2014): “Energy efficiency: Lighting”. Disponible en <http://www.iea.org/topics/energyefficiency/lighting/>
- [13] Iglesias Furfaro H. (2012). Seminario EFICIENCIA ENERGÉTICA – PRONUREE. Ciudad de Buenos Aires, 28 de Marzo de 2012. acceso 17/5/2015
- [14] Krajevski, Markus (2014-a): “The Great Lightbulb Conspiracy”, *IEEE Spectrum* (24/09/2014). Disponible en [http://spectrum.ieee.org/geek-life/history/the-great-lightbulb-conspiracy/?utm\\_source=techalert&utm\\_medium=email&utm\\_campaign=100214](http://spectrum.ieee.org/geek-life/history/the-great-lightbulb-conspiracy/?utm_source=techalert&utm_medium=email&utm_campaign=100214)
- [15] Krajevski, Markus (2014-b): “Fehler-Planungen. Zur Geschichte und Theorie der industriellen Obsoleszenz” en *Technikgeschichte*, vol. 81, No. 1, p. 91–114, 2014.
- [16] Leanza, Luis y Jorge Parente, (2013): “Consecuencias Ambientales del Reemplazo de Lámparas Incandescentes por Lámparas Fluorescentes Compactas”. *UTN Revista Tecnología y Ciencia*, Año 4 N°7, mayo 2013, págs. 34-38.
- [17] Ley 11720, (1995) – De Residuos Especiales – De generación, manipulación, almacenamiento, transporte, tratamiento, y disposición final de residuos especiales en el territorio de la Provincia de Buenos Aires – Anexo I y Anexo II – 2 de noviembre de 1995 – Provincia de Buenos Aires.

- [18] MAINE DEP, (2014): “FLUORESCENT LIGHT BULB INFORMATION”. MAINE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. DISPONIBLE EN [HTTP://WWW.MAINE.GOV/DEP/HOMEOWNER/FLUORESCENT.HTML](http://www.maine.gov/dep/homeowner/fluorescent.html)
- [19] MinPLAN (2008). Reglamento General del Programa Nacional de Uso Racional y Eficiente de la Energía (PRONUREE). Anexo II. Punto 3.5. Resolución N°24 de 15/01/2008.
- [20] MinPLAN (2012). “Instructivo de disposición final de residuos peligrosos provenientes del recambio de luminarias de alumbrado público”. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. Secretaría de Energía. Programa nacional de uso racional y eficiente de la energía (PRONUREE).
- [21] MinPLAN (2013). Proyecto de Eficiencia Energética en Argentina – DONACIÓN (BANCO MUNDIAL) TF092377 - DOCUMENTO MARCO DE GESTION AMBIENTAL Y SOCIAL (MGAS) -Julio 2013. Capítulo V « Marco Legal e Institucional ». Disponible en [http://www.energia.gov.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/eficiencia/2014/sistemagestion/Llamado\\_presentar\\_expresiones\\_interes.pdf](http://www.energia.gov.ar/contenidos/archivos/Reorganizacion/eficiencia/2014/sistemagestion/Llamado_presentar_expresiones_interes.pdf)
- [22] Osram, (2006): *100 Years of Osram – Light has a Name*. Historia corporativa disponible en <http://www.osram.com/media/resource/HIRES/334233/2591693/history---100-years-of-osram.pdf>
- [23] Sec. Energía, (2013): información contenida en la página oficial de la Secretaría de Energía de la Rep. Argentina, citado por (Leanza y Parente, 2013, pág. 37).
- [24] South Africa Gov. (2008): Act No. 59, 2008 NATIONAL ENVIRONMENTAL MANAGEMENT: WASTE ACT, 2008. Government Gazette, Republic of South Africa, Vol. 525 Kaapstad, 10 March 2009, No. 32000. Ver también: Capetown Government: “CFL Recovery, Recycling & Disposal Implementation Guideline”. Disponible en [http://www.capetown.gov.za/en/Solidwaste2/Documents/Compact\\_Flourescent\\_Lamps\\_brochure.pdf](http://www.capetown.gov.za/en/Solidwaste2/Documents/Compact_Flourescent_Lamps_brochure.pdf)
- [25] Waide Paul, (2010): “Phase Out of Incandescent Lamps”. Information paper. *Energy Efficiency Series*. IEA – International Energy Agency.

## DISEÑO DE FOTOREACTOR CON LUZ SOLAR CONCENTRADA PARA TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES EN AIRE

Fonseca, José M.<sup>1</sup>; Vidal, C. Daniel<sup>1</sup>; Guerrero, Pablo A.<sup>1</sup>; Sánchez, Claudia M.<sup>2</sup>; Britch Javier<sup>1,2</sup>

1: CIQA (Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
e-mail: jfonseca@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

2: FaMAF Facultad de Matemática Astronomía y Física  
Universidad Nacional de Córdoba

**Resumen** *El aumento del uso de energías renovables en diferentes ámbitos, como por ejemplo el tratamiento de contaminantes en diferentes matrices o la transformación química de compuestos es una tendencia concreta en apoyo del desarrollo sustentable. Con el objeto de utilizar reacciones fotocatalíticas con luz solar se propone el diseño de un fotoreactor para aplicaciones en el tratamiento de contaminantes en aire. Como fuente de energía se utilizará una línea de energía solar concentrada (LESC) que transportará la radiación por medio de fibras ópticas. Considerando el espectro e intensidad de esta luz solar concentrada, principalmente en el rango de visible, se enfocará el diseño en reacciones relacionadas con estas energías. Para el diseño del fotoreactor se desarrolló una modelación numérica relativa de la distribución volumétrica primaria de la densidad de energía radiante mediante un método de óptica geométrica de trazado de rayos múltiples, la cual mostró una gran flexibilidad a distintos parámetros geométricos y de propiedades de materiales. Finalmente es importante considerar la posibilidad de la aparición de efectos no lineales debido a la generación en pequeños volúmenes de altas densidades de energía. Esta situación es de doble interés académico y práctico puesto que permitiría estudiar procesos de fotodegradación de compuestos de interés ambiental con luz (visible) en condiciones poco descriptas en la literatura.*

**Palabras clave:** Energía Solar, Concentración Solar, Fotoreactor, Reunión PROIMCA.

### 1. INTRODUCCIÓN

La principal utilización de la energía solar ha sido mayoritariamente la de producir electricidad mediante diferentes procesos, en los cuales de alguna forma se capta la radiación solar y se la transforma en energía eléctrica. Entre estos procesos podemos destacar dos grandes grupos; los de transformación directa, como la energía fotovoltaica, y los de transformación indirecta, como los sistemas térmicos solares. Estos procesos tienen un porcentaje de aprovechamiento de la radiación todavía muy bajo debido a que, en el caso de los sistemas térmicos solares, la energía debe ser transformada varias veces antes de llegar a energía eléctrica y en cada transformación hay una pérdida y por lo tanto una disminución de

la eficiencia; en el caso de la energía fotovoltaica las pérdidas están relacionadas con los materiales y sus características físicas y químicas. Teniendo en cuenta esto y dándole un giro al uso de la radiación solar es que se pretende utilizar ésta como fuente de energía directa para producir reacciones químicas y lograr transformaciones de diferentes compuestos en productos con fines diversos, procurando tener una mejor eficiencia energética.

En este trabajo se realiza el modelado matemático de un fotoreactor de radiación visible para el diseño de distintos experimentos. Se utilizó un desarrollo previo como fuente de energía para el fotoreactor, que consiste en un sistema de captación de energía solar concentrada LESC (Línea de Energía Solar Concentrada) para la utilización de la misma dentro de un laboratorio [1]. De la caracterización de esta LESC surge que la mayor parte de la radiación transmitida por la misma se encuentra en el rango del visible con potencias de captación total que llegan a 30 W para 25 lentes, en momentos de máxima irradiación,  $800 \text{ W/m}^2$ ; logrando una densidad de potencia en la punta de cada fibra de  $178 \text{ MW/m}^2$ .

Aunque la radiación en el rango del visible no tiene la suficiente energía como para romper la mayoría de enlaces químicos hay estudios de fenómenos por los cuales se logran transformaciones químicas utilizando radiaciones en el rango del visible [2] [3] [4] [5]. Estos fenómenos permitirían trabajar con la radiación visible de alta concentración proveniente de la LESC en un fotoreactor y producir reacciones químicas diversas.

Teniendo en cuenta estos antecedentes y aprovechando la LESC es que se trabajó sobre el desarrollo de un modelo de transmisión de rayos dentro de un reactor cilíndrico para evaluar las diferentes configuraciones de los distintos parámetros tales como la cantidad de fibras utilizadas, el ángulo de apertura, la disposición de las fibras y las características geométricas del reactor.

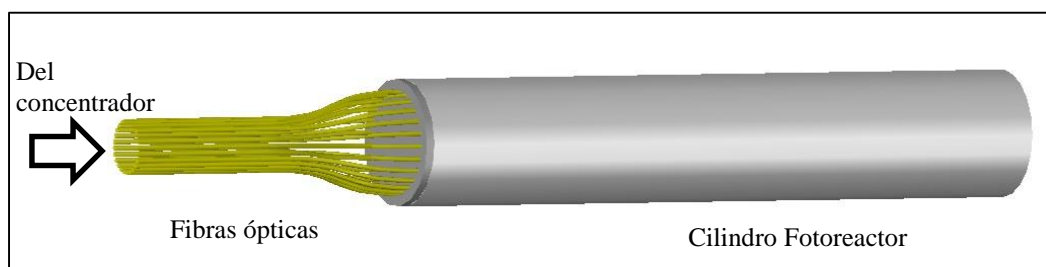
## 2. MODELADO MATEMÁTICO DEL FOTOREACTOR

El diseño del fotoreactor se basó en la posibilidad de utilización en el tratamiento de contaminantes en fase gaseosa, es por ello que se optó por una geometría cilíndrica en donde por uno de los extremos se insertan las puntas de las fibras ópticas provenientes de la LESC (Fig. 1), que emiten la radiación concentrada dentro del cilindro, cuya pared interior tiene una superficie espejada logrando que los rayos sean reflejados al interior y generen diferentes zonas con densidades de energía diferente; la corriente gaseosa a tratar circulará en la parte interna del cilindro interactuando con la radiación.

Para el modelado de rayos dentro del cilindro se utilizó Matlab como herramienta para programar. Teniendo en cuenta la gran cantidad de rayos a simular, se decidió suponer planos de corte a lo largo del cilindro los cuales fueron a su vez divididos en secciones de área constante. Dado que el resultado de la modelación es el acumulado de rayos que atraviesan cada área, existe un compromiso entre el número de rayos simulados y la estadística de conteo en cada área. Este diseño del modelo permitió tener buena resolución en el conteo (densidad de energía) con tiempos de cómputo razonables ( $\sim 0.1$  a 10 seg.).

La superficie interna del fotoreactor cilíndrico, que es reflectante, como se mencionó anteriormente, introduce una pérdida característica que se tiene en cuenta como atenuación cada vez que un rayo se refleje en la misma. Las leyes de reflexión que gobiernan estos

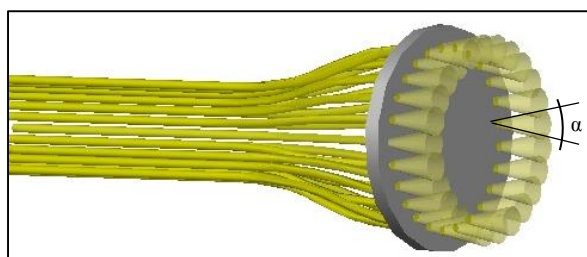
fenómenos son las de la óptica geométrica [6].



**Fig. 1.** Esquema del Fotoreactor

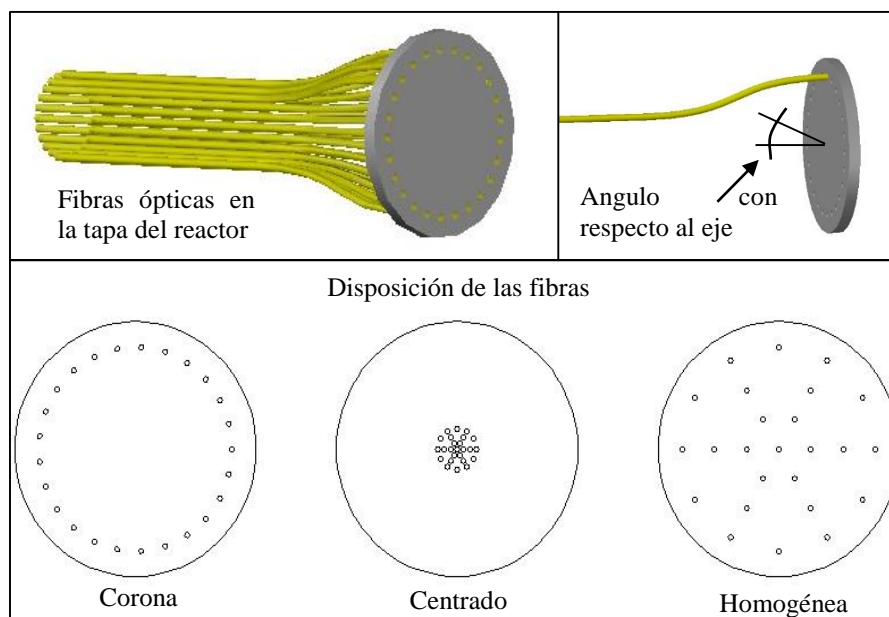
### Parámetros y variables

Los parámetros y variables del sistema de concentración y del fotoreactor son indicados y detallados por partes. En primer lugar la LESC consta de hasta 25 lentes de concentración con una fibra óptica cada una para transportar la energía radiante, ésta energía está en el rango de la radiación visible. En el extremo de la fibra, que se introduce dentro del fotoreactor, el haz de luz emergente está relacionado con la potencia de la lente de concentración y su diámetro. El haz de radiación emergente se identifica con un cono con un ángulo de apertura determinado (Fig. 2). Este ángulo no depende del ángulo crítico de reflectancia total interna propio de la fibra y está bien aproximado por  $\alpha = \text{tg}^{-1} D/f$ , siendo D el diámetro de la lente y f la distancia focal [1].



**Fig. 2.** Conos de emisión de fibras ópticas

La cantidad de fibras utilizadas así como la forma de posicionarlas juegan un papel fundamental en la distribución de radiación dentro del fotoreactor. Estas variables identificadas como cantidad de fibras ópticas, ángulo de inserción en la tapa del fotoreactor con respecto al eje del cilindro, posición de la tapa en el eje del cilindro, y disposición de las fibras ópticas en la tapa del fotoreactor serán tratadas para analizar las variaciones de densidades de radiación (Fig. 3). Si bien el programa permite fijar individualmente la posición de cada fibra óptica las tres configuraciones discutidas en el presente trabajo consideran que la distancia axial de cada fibra óptica hasta la boca del fotoreactor es la misma.



Por último se tuvieron en cuenta las variables correspondientes al fotoreactor, geométricas como el largo y el diámetro, y de materiales como la pérdida de energía por reflexión. Con las comparaciones de los resultados de las diferentes configuraciones se analizará la distribución de densidad de radiación dentro del fotoreactor para poder determinar posteriormente la distribución áreas de reacción específica o de catalizadores específicos.

### Estudio de las variables

Para el estudio de las variables se consideraron todos los parámetros fijos y se realizaron variaciones de a uno por vez observando la distribución de los máximos de densidades de radiación a lo largo del cilindro y la distribución de densidades en diferentes planos de sección del mismo.

La energía radiante proveniente de la LESC a través de las FO (fibras ópticas) se determinó en una potencia de 1,2566 W por FO (para una atenuación del 20 %) y una densidad de potencia de  $0.1778 \text{ W/mm}^2$ , esto considerando un día despejado y con una radiación solar de  $800 \text{ W/m}^2$ .

En primer lugar se modeló el fotoreactor con una distribución de las FO en forma de corona de radio R (80 % del radio del cilindro) en donde las variaciones de las distintas variables se indican en la tabla 1. En todos los casos se consideró una atenuación de un 20 % por reflexión.

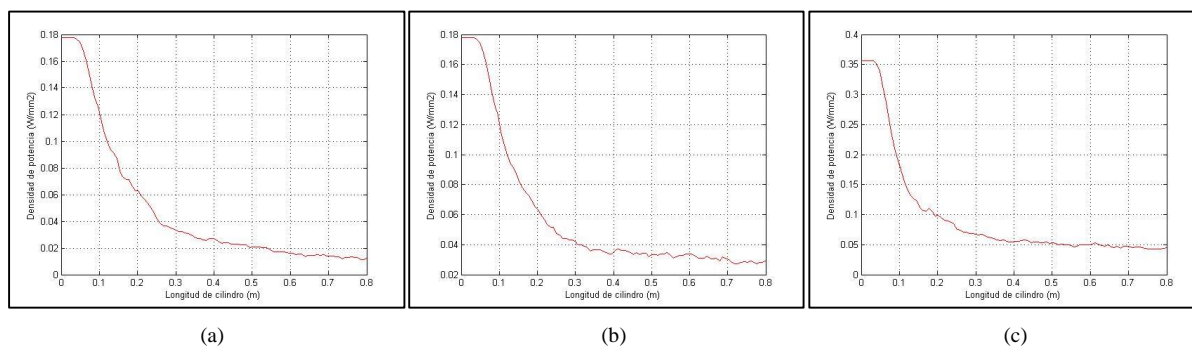
La cantidad de rayos en cada fibra óptica se estableció en 169, por otro lado la cantidad de planos de sección equidistantes en los que se dividió el cilindro del reactor fueron 100, y cada plano de sección se dividió a su vez en 144 secciones de igual área.

Parámetros	Valor
Disposición de FO	Corona
Cantidad de FO	de 5 a 25
Angulo de cada FO	0° a 60°
Posición del soporte de las FO	de -10 a 10 mm
Semiapertura angular de cada FO	de 3° a 7°
Radio del reactor	de 50 a 150 mm
Largo del reactor	de 30 a 120 cm

**Tabla 1.** Parámetros y variaciones para disposición en corona

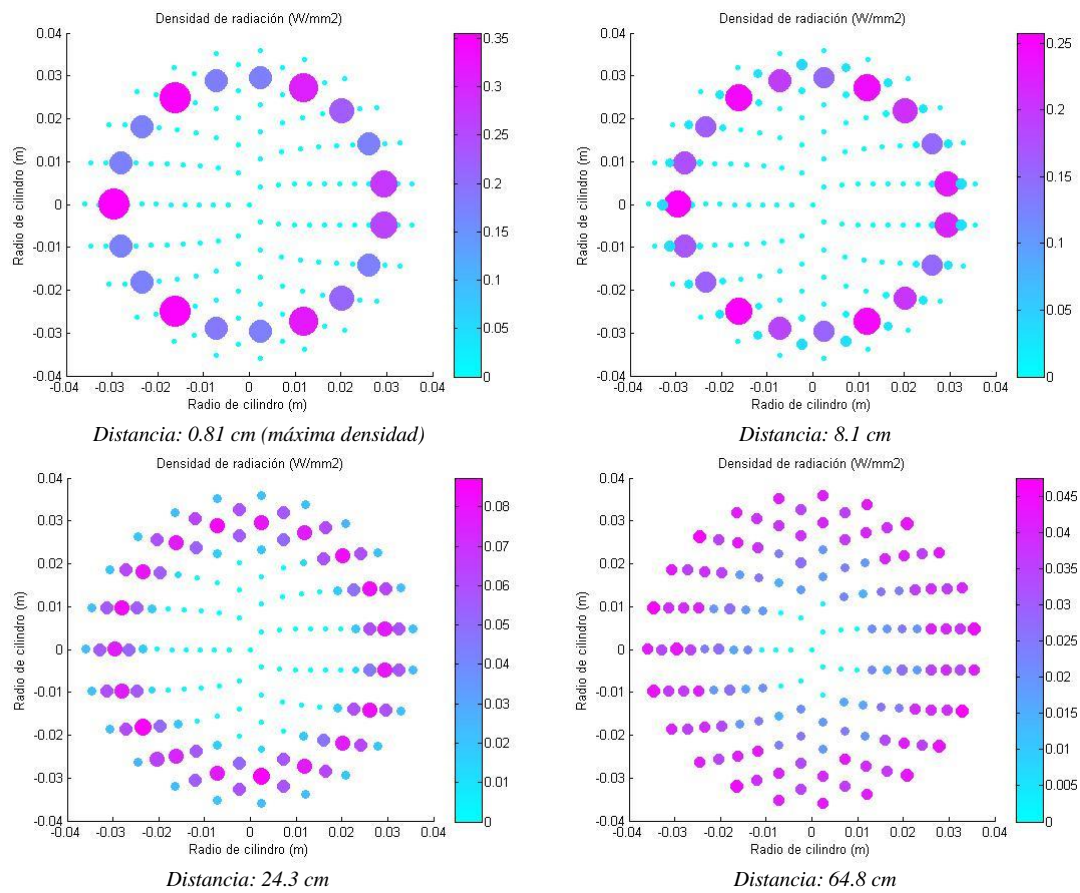
### Variación de la cantidad de FO (Fibras Ópticas)

Realizando sólo variaciones en la cantidad de fibras ópticas se dejaron constantes el resto de variables que adoptaron los siguientes valores: ángulo de cada FO = 0°, la posición del soporte en 0 mm, la semiapertura angular en 3°, el radio del reactor en 75 mm y el largo del mismo en 80 cm. Se analizaron las densidades de potencia máximas, en  $W/mm^2$ , por plano de sección a lo largo del cilindro reactor (Fig. 4).



**Fig. 4.** Densidades de potencia máximas para diferentes cantidades de FO. (a) Corona de 5 FO, (b) Corona de 15 FO, (c) Corona de 25 FO.

Las distribuciones de densidades de potencia, en  $W/mm^2$ , en varios planos a distintas distancias dentro del cilindro son mostradas en la fig. 5 para una cantidad de 25 FO en un arreglo en corona.



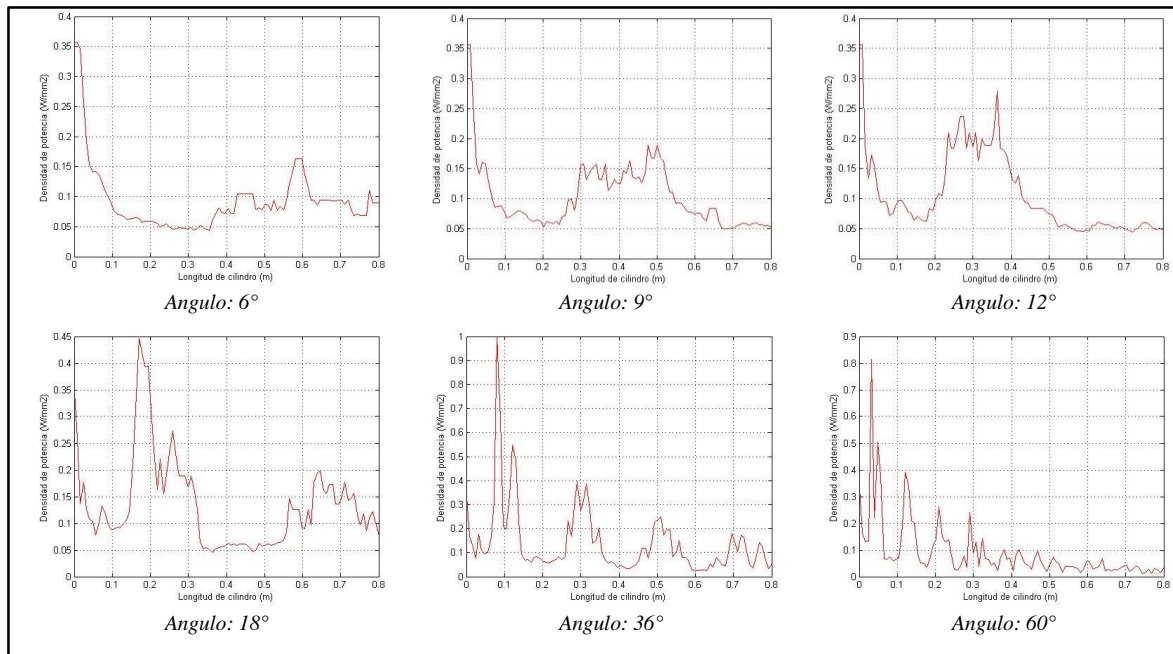
**Fig. 5.** Densidades de potencia máximas a diferentes distancias para 25 FO

### ***Variación del ángulo de inserción de cada FO***

Realizando solo variaciones en el ángulo de inserción de cada FO se dejaron constantes el resto de variables: la cantidad de FO en 25, la posición del soporte en 0, la semiapertura angular en 3°, el radio del reactor en 75 mm y el largo del mismo en 80 cm.

Se analizaron las densidades de potencia máximas por plano de sección del cilindro reactor (Fig. 6). Se observan zonas sobre el eje de concentración de energía que responden a la periodicidad de las reflexiones.



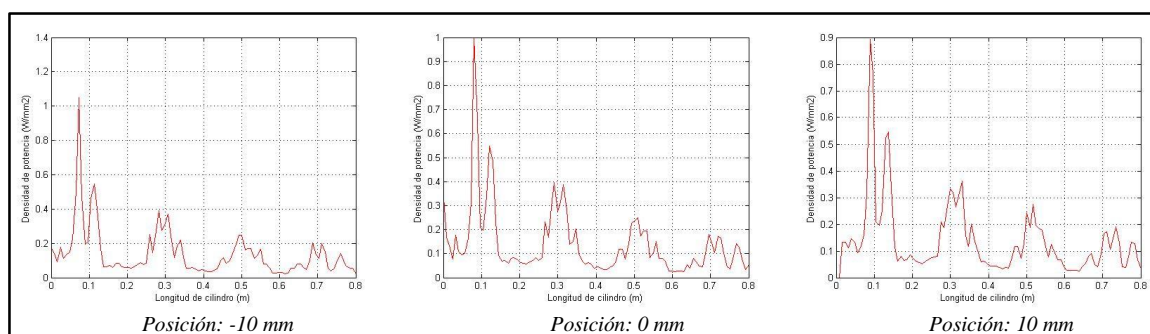


**Fig. 6.** Distribución de densidades máximas para distintos ángulos de inserción de FO

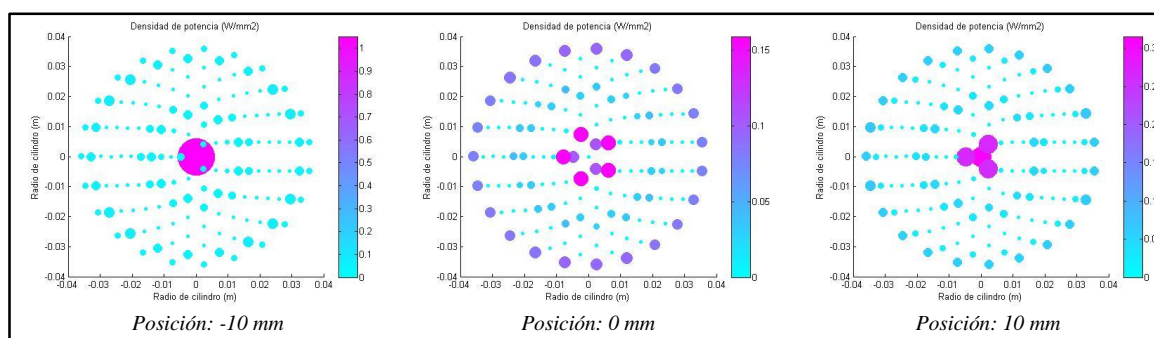
### *Variación de la posición del soporte de inserción de FO*

Se analizó la variación en la distribución de densidades a lo largo del cilindro debido al desplazamiento del soporte de FO. Se dejaron constantes el resto de variables: la cantidad de FO en 25, el ángulo de inserción en  $36^\circ$ , la semiapertura angular en  $3^\circ$ , el radio del reactor en 75 mm y el largo del mismo en 80 cm.

Se analizaron las densidades de potencia máximas por plano de sección del cilindro reactor (Fig. 7). En las gráficas se puede apreciar que no solamente se ven afectadas las posiciones de los picos sino que también las densidades de potencia máxima en cada sector para un mismo plano (Fig. 8).



**Fig. 7.** Distribución de densidades máximas para distintas posiciones del soporte de FO

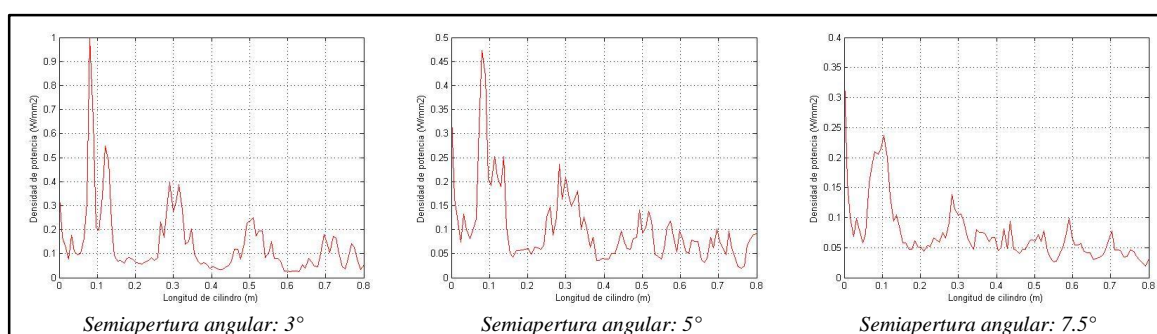


**Fig. 8.** Distribución de densidades máximas en un mismo plano para distintas posiciones del soporte de FO

### *Variación de la semiapertura angular de cada FO*

Se analizó la variación en la distribución de densidades a lo largo del cilindro debido al cambio en la semiapertura angular de cada FO.

Se dejaron constantes el resto de variables: la cantidad de FO en 25, el ángulo de inserción en  $36^\circ$ , la posición del soporte de fibras en 0 mm, el radio del reactor en 75 mm y el largo del mismo en 80 cm. (Fig. 9).



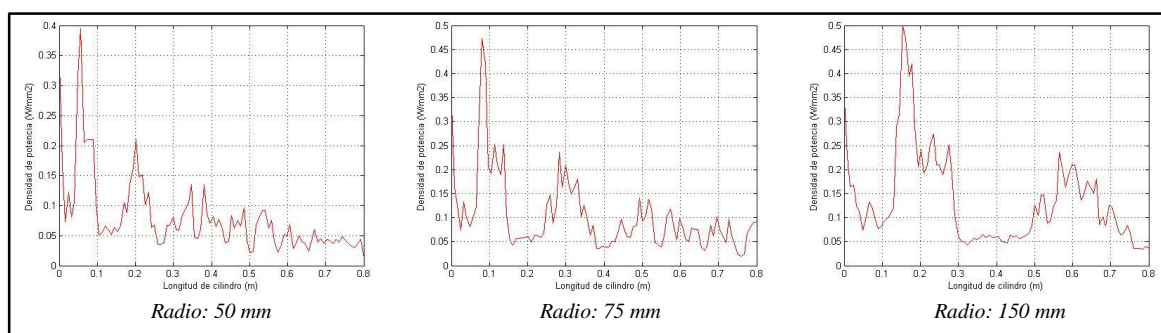
**Fig. 9.** Distribución de densidades máximas para distintos semiaperturas angulares

Es razonable que al aumentar la apertura de cada FO la densidad de energía disminuya. También es importante señalar la sensibilidad de la densidad máxima con el ángulo de apertura.

### *Variación de las dimensiones geométricas del cilindro del reactor*

La variación más importante de las dimensiones del cilindro es la del radio del mismo ya que la variación del largo solo prolongará las reflexiones de los rayos en el interior.

Se analizó la variación en la distribución de densidades a lo largo del cilindro debido al cambio en el radio del mismo. Se dejaron constantes el resto de variables: la cantidad de FO en 25, el ángulo de inserción en  $36^\circ$ , la posición del soporte de fibras en 0 mm, la semiapertura angular en  $5^\circ$  y el largo del cilindro en 80 cm. (Fig. 10).

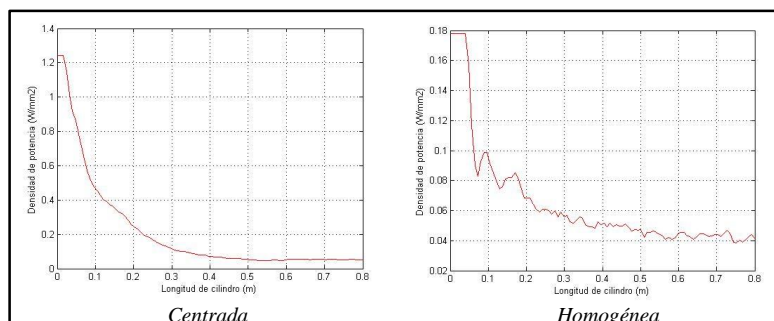


**Fig. 10.** Distribución de densidades máximas para distintos radios de cilindro reactor

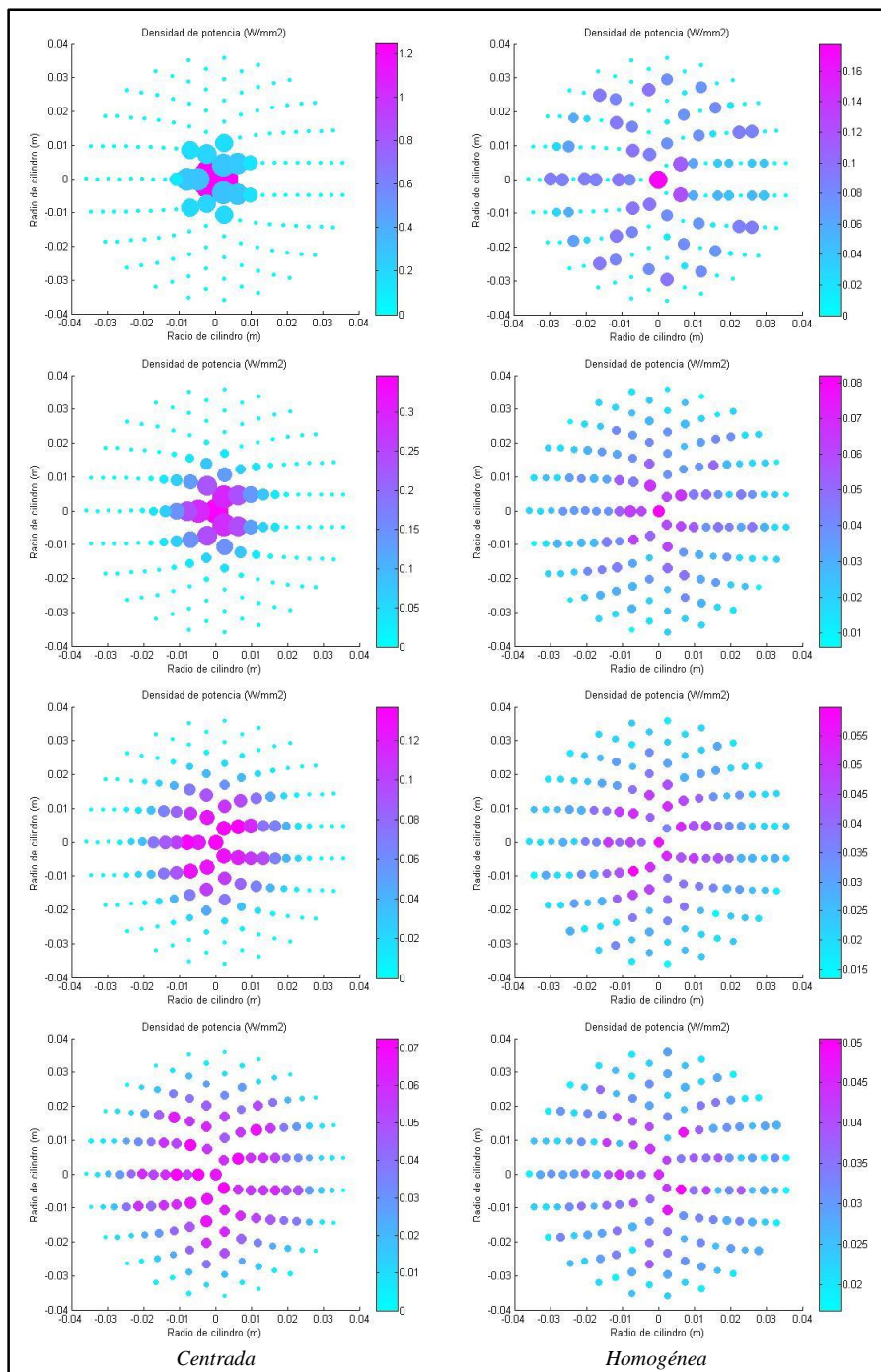
Es interesante observar una suerte de “estiramiento” de la distribución de máximos, sosteniendo el valor del pico. Este comportamiento puede ser aprovechado para reacciones “resonantes” con ajustes de la velocidad del aire tratado.

### *Otras disposiciones de las fibras ópticas*

Otras alternativas en cuanto a la disposición de las FO en la entrada del fotoreactor son las denominadas *centrada* y *homogénea*. Estas dos disposiciones ya fueron descritas anteriormente (Fig. 3). Para graficar las distribuciones de densidades de potencia de cada una se fijaron los siguientes parámetros: 25 fibras ópticas, 0° de ángulo de inserción, 7.5° de semiapertura angular, soporte posicionado en el 0 y radio y largo del cilindro en 75 mm y 80 cm respectivamente (Fig. 11). Las densidades de potencias a lo largo del cilindro serán diferentes si se trata de distribución centrada u homogénea (Fig. 12).



**Fig. 11.** Distribución de densidades máximas para distintas disposiciones de FO



**Fig. 12.** Distribución de densidades máximas en planos equivalentes a la misma distancia a lo largo del fotoreactor para distintas disposiciones de FO

### 3. ANÁLISIS Y CONCLUSIONES

Se ha diseñado y programado un modelo de fotoreactor cilíndrico con incidencia de luz solar mediante una LESC que contempla variables geométricas y físicas de una manera flexible y versátil, entre las cuales podemos citar: cantidad de FO, posición y ángulo de inserción de las FO, disposición de las FO en la tapa del fotoreactor, ángulo de apertura de cada FO, radio y largo del cilindro del fotoreactor.

Mediante este modelo pueden proponerse y analizarse distintas configuraciones de fotoreactores y la distribución de energía en vacío.

En el presente trabajo se analizaron tres configuraciones simétricas de incidencia. Los resultados emergentes fueron razonables. Las densidades de energía encontradas y su recurrencia espacial muestran potencialidades para su utilización en fototratamiento de contaminantes, en principio en aire.

Futuros estudios deberán contemplar refinamientos en la aproximación de la interacción de la radiación con el contaminante y la matriz de transporte (posibles efectos no lineales) así como ajustes de compromiso entre la configuración del fotoreactor y el caudal y velocidad de la corriente gaseosa.

El modelado propuesto será utilizado para el diseño de fotoreactores con variadas aplicaciones de interés ambiental. Una de ellas será el tratamiento de contaminantes en aire, dentro de la cual podemos tomar como ejemplo la disminución de emisiones de compuestos orgánicos volátiles o la esterilización de una corriente gaseosa.

### 4. REFERENCIAS

- [1] Diseño, construcción y caracterización inicial de una línea de energía solar concentrada (LESC). Vidal, C. Daniel; Gutiérrez Moreno, Federico G; Fonseca, José M.; Guerrero, Pablo A. y Britch, Javier. Congreso Argentino de Ingeniería (CADI). [2014].
- [2] A Review on the visible light active titanium dioxide photocatalysts for environmental applications. Miguel Pelaez; Nicholas T. Nolan; Suresh C. Pillai. [2012].
- [3] Surface plasmon resonance – mediated photocatalysis by noble metal – based composites under visible light. Yuemei, Zhou; Gang, Liu; Jianguo, Yu; Wenhong Fan. [2012].
- [4] Photoconversion of CO<sub>2</sub> to methanol over plasmonic Ag/TiO<sub>2</sub> nano-wire films enhanced by overlapped visible-light-harvesting nanostructures. Enzhou Liu, Yang Hu, Hua Li, Chunni Tang, Xiaoyun Hu, Jun Fan, Yihan Chen, Juanjuan Bian. [2014].
- [5] Diseño de un sistema de esterilización de aire mediante energía solar concentrada. Vidal, C. Daniel; Fonseca, José M.; Guerrero, Pablo A.; Macaño, Héctor; Britch, Javier. [2013].

[6] ÓPTICA., Eugene HECHT., Tercera Edición. ADDISSON WESLEY IBEROAMERICANA., Madrid, [2000].

[7] Preparation of Au/TiO<sub>2</sub> with Metal Cocatalysts Exhibiting Strong Surface Plasmon Resonance Effective for Photoinduced Hydrogen Formation under Irradiation of Visible Light. Atsuhiko Tanaka, Satoshi Sakaguchi, Keiji Hashimoto, and Hiroshi Kominami. [2012]

## CARACTERIZACIÓN DE UNA LÍNEA DE ENERGÍA SOLAR CONCENTRADA (LESC)

Guerrero, Pablo A.<sup>1</sup>, Vidal Daniel<sup>1</sup>, Fonseca José M.<sup>1</sup>, Macaño Héctor R.<sup>1</sup>, Britch Javier.<sup>1</sup>

1: CIQA (Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro Marcelo López esq. Av. Cruz Roja Argentina  
Ciudad Universitaria - (X5016ZAA) Córdoba – ARGENTINA  
e-mail: pguerrero@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

**Resumen** *Este trabajo consiste en la caracterización de un dispositivo de concentración solar basado en los principios fundamentales de la óptica geométrica, conformado por un arreglo matricial de lentes que permiten concentrar los rayos del sol en un mazo de fibras ópticas para su transporte hacia el interior de un laboratorio. El mismo cuenta con un sistema de seguimiento solar que permite incrementar su eficiencia. Con este dispositivo se estudian y desarrollan distintas aplicaciones de la energía solar, una fuente de amplia disponibilidad, limpia y de fácil acceso. De este modo, es posible identificar y ponderar las principales variables que resultan de mayor importancia en busca de la optimización de la eficiencia del sistema.*

**Palabras clave:** Energía Solar, Concentración Solar, Caracterización, Eficiencia

### 1. INTRODUCCIÓN

El constante crecimiento demográfico y el desarrollo industrial a nivel mundial, ha generado un marcado incremento en el consumo energético y esto repercute directamente en el consumo de combustibles. En la actualidad los combustibles más utilizados son los de origen fósil y los nucleares. Ambos representan fuentes limitadas de energía y por lo tanto se genera un incremento en los costos. A su vez, su utilización genera un elevado impacto ambiental desde su extracción y transporte, hasta su utilización.

El desarrollo de las energías renovables surge entonces como paliativo a estos problemas. Una de ellas es la solar, ya que como fuente de vida del planeta se la considera como origen de los demás. El sol, constituye una fuente de energía limpia llegando a la superficie terrestre con una densidad de potencia de aproximadamente  $1000 \text{ W/m}^2$ . Así su aprovechamiento permite no sólo un ahorro en el consumo de las energías tradicionales, sino que representa un desafío en el desarrollo y optimización de las tecnologías que no generan impactos ambientales.

La concentración solar se presenta como una de las alternativas de aprovechamiento [1]. Este trabajo consiste en la caracterización de un dispositivo de concentración solar basado en los principios fundamentales de la óptica geométrica, conformado por un arreglo matricial de lentes que permiten concentrar los rayos del sol en un mazo de fibras ópticas para su



transporte hacia el interior de un laboratorio [2],[3]. Finalmente el funcionamiento del dispositivo (LESC: *Línea de Energía Solar Concentrada*) fue evaluado por su eficiencia de transporte y característica espectrales. El mismo cuenta con un sistema de seguimiento solar que permite incrementar su eficiencia.

## 2. ETAPA EXPERIMENTAL

Como bien lo resume el título de este trabajo, lo que se buscó fue lograr identificar las variables de mayor relevancia en el diseño del sistema, en busca de incrementar su eficiencia. Así este trabajo experimental, se orienta a la determinación de los diferentes niveles de atenuación que poseen las distintas partes que conforman el equipo, las cuales al participar activamente en el proceso de concentración y transporte de energía solar, resulta sumamente crítica su caracterización para obtener valores reales que permitan ponderar las variables que revistan mayor importancia, en busca de la optimización de la eficiencia global del sistema. Así se diseñó esta experiencia de modo tal que los valores obtenidos sean reproducibles en diferentes días, condiciones ambientales, horario del día, etc.

### 2.1 Descripción de la experiencia

Las mediciones se orientaron a representar las condiciones reales en las que se encuentra el dispositivo de concentración. De este modo la experiencia se llevó a cabo en el predio de la universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Córdoba ( $31^{\circ}26'31.55''S$ ,  $64^{\circ}11'33.16''O$ ), en días y horarios diferentes, y por lo tanto en condiciones ambientales distintas. El lugar de medición posee una irradiación solar libre de interferencias físicas.

Cada una de las partes del sistema a caracterizar se evaluó con un sensor del tipo fotodiodo, cuyas características se brindan en la Tabla 2. A su vez, debido a que el espectro solar abarca desde el UV-V hasta el IR pasando por el visible, para cada una de las mediciones se utilizaron los filtros correspondientes para hacer la caracterización completa. Así es posible determinar la atenuación total y para cada rango de longitud de onda, y ver si resultan significativas.

Como se mencionó anteriormente, en esta experiencia se buscó determinar el nivel de atenuación de las diferentes partes que conforman el dispositivo de concentración y transmisión de energía solar. Por lo tanto se procedió a evaluar:

- **Protección acrílica superior:** Es una capa acrílica de 3 mm de espesor la cual cumple la función de proteger la cara superior de las lentes, la cual se encuentra más expuesta a las condiciones ambientales, sufriendo sobre todo el ensuciamiento por polvo, lluvia, etc. De este modo esta capa acrílica facilita la limpieza e impide el deterioro de las lentes. Este es un ítem importante ya que la acumulación de suciedad en las lentes, o las rayas e imperfecciones de las mismas, reducen drásticamente la eficiencia del sistema [2] [3].
- **Lentes:** Es un arreglo matricial de 25 lentes orgánicas de 5 cm de diámetro, ubicadas en un mismo plano acrílico y todas con la misma orientación. Las lentes son plano



convexas, convergentes y con una distancia focal de 20 cm, lo que equivale a una potencia de 5 dioptrías [3].

- **Fibra óptica:** El transporte de la energía concentrada se realizará a través de un mazo de fibras ópticas. Para ello se analizaron y se probaron fibras de diferentes materiales y dimensiones, como por ejemplo, sílice, polipropileno y PMMA, resultando este último el material más adecuado por sus propiedades ópticas [2]. De este modo se seleccionaron fibras marca ESKA, modelo CK-120 con las siguientes características:

Marca /Modelo		Eska™ 3.0 mm High Performance Plastic Opticla Fiber, modelo CK - 120	
<b>Fabricante</b>	Mitsubishi Rayon Co. LTD.		
<b>Estructura</b>	Diámetro Nominal	3 mm	
	Núcleo (Diámetro/Material)	2765 – 3125 um	Polimetilmetacrilato
	Recubrimiento (Diámetro/Material)	2820 – 3180 um	Polímero Fluorado
	Peso Aproximado	8,6 gr/m	
<b>Temperaturas de Operación</b>	En ambiente seco	De 55 a 70 °C	
	Con humedad del 95% HR	Max a 60 °C	
<b>Propiedades ópticas</b>	Índice de refracción	1,49	
	Número de Apertura	0,5	
	Pérdidas por transmisión	< 0,2dB/m (luz de 650 nm, 25°C y 50% HR)	
	Radio mínimo de curvatura (pérdida < 0,5 dB/m)	40 mm	
<b>Características Mecánicas</b>	Resistencia a la tracción (fuerza de tensión 5% y pérdida < 1dB/m)	504N	

**Tabla 1** – Características de la fibra óptica por proveedor.

Las fibras seleccionadas son de 3 mm de diámetro ya que este tamaño permite que la energía concentrada por la lente en el punto focal, ingrese en su totalidad a la fibra. La longitud de las

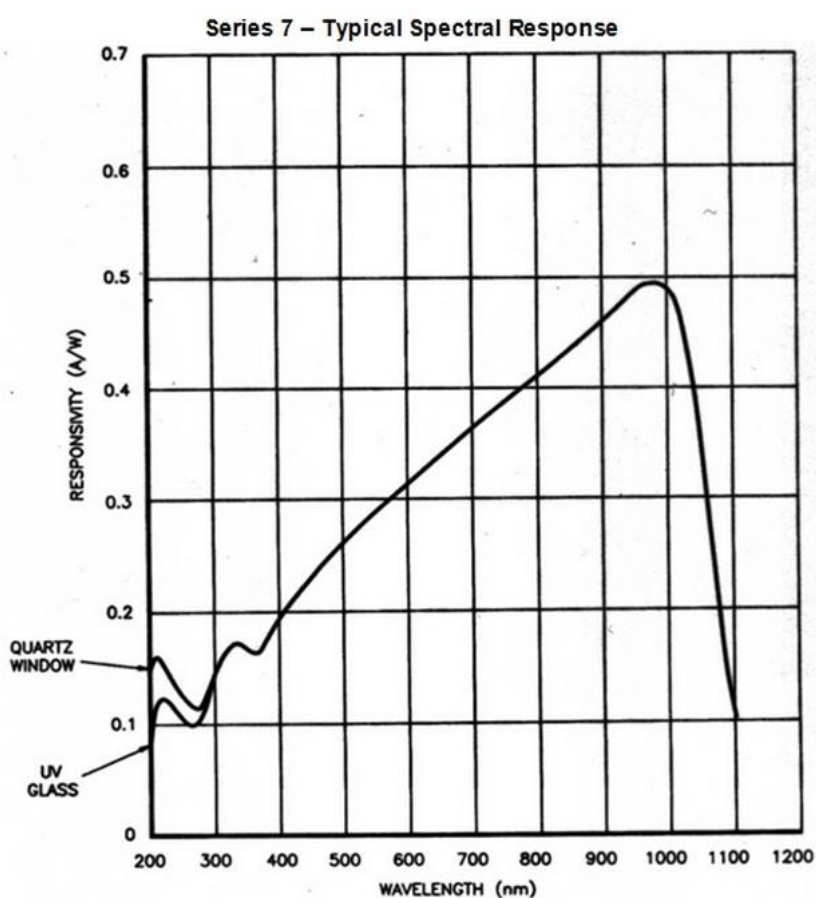
mismas es de 5 m de longitud con el objetivo de montar el dispositivo de esterilización en el interior de un laboratorio.

El sensor utilizado para la caracterización de las fibras ópticas es el siguiente:

Sensor	Marca	Modelo	Sensibilidad (nm)
Fotodiodo	Centronic	Serie 7	400-1100

**Tabla 2** – Características del sensor utilizado

## 2.2 Curva Fotodiodo

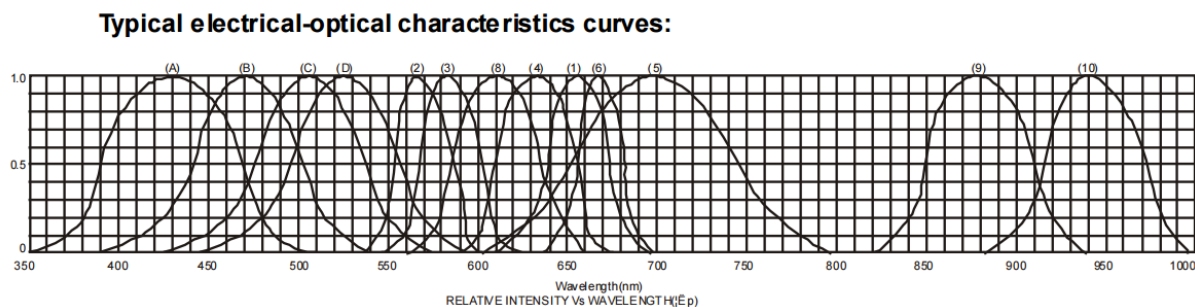


**Figura 1.** Respuesta espectral típica.

Se realizó el montaje de la fibra en un dispositivo ideado para tal fin, de forma tal que la llegada de la energía al sensor se de solo a través del tramo de fibra a caracterizar, y posteriormente contrastar esta cantidad con la de llegada directa del sol sobre el sensor. De

esta manera se puede estimar la atenuación correspondiente a la fibra óptica propiamente dicha. Este dispositivo permite a su vez colocar los diferentes filtros.

También se utilizó la tecnología de leds para, mediante la combinación de distintos modelos, realizar el barrido para diferentes longitudes de onda y contrastar la respuesta.



**Figura 2.** Curvas características típicas eléctricas-ópticas.

### 2.3 Curvas Lámpara Led 5mm. Betlux



**Figura 3.** Espectro visible por el ojo humano.

De esta manera se probó con 3 dispositivos led que corresponden a las curvas siguientes:

(A) GaN/SiC 470nm/Azul

(2) GaP 570nm/Verde-Amarillo

(3) GaP 700nm/ Rojo Brillante

En todos los casos tanto la potencia como la intensidad son reguladas con tecnología PWM, para obtener una variación suave [4].

Las mediciones correspondientes y el control de intensidad para la caracterización se realizó con un kit de desarrollo de freescale (FRDM46-KL46Z) [5] el cual nos permite ver la medición en una pc con un software dedicado mediante conexión por puerto USB y guardar estos datos en una planilla de cálculos para su posterior análisis.

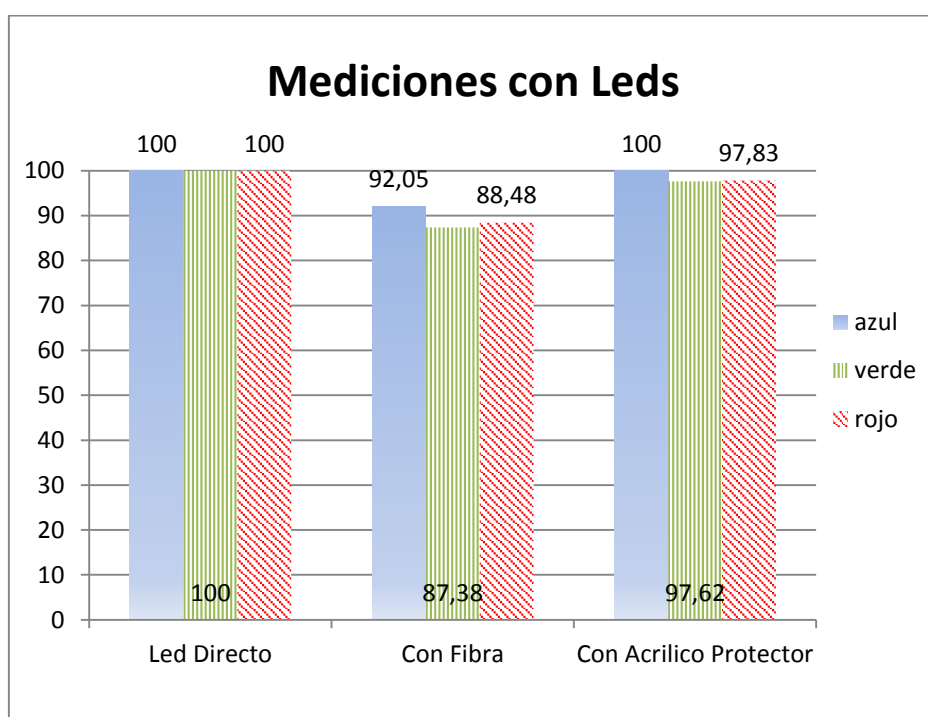
También esta placa se encarga del control de orientación, el cual utiliza LDR's (NORP12) para medir la posición de la mayor incidencia y de esta manera a través de los servomotores realizar el posicionamiento para el mejor aprovechamiento del sistema [5].

### 3. RESULTADOS OBTENIDOS

En las siguientes tablas se expresan los valores obtenidos de las diferentes mediciones realizadas. En primer lugar se muestran los valores correspondientes a las mediciones realizadas en el interior de un laboratorio con Leds correspondientes a las diferentes longitudes de onda de interés para las diferentes configuraciones del sistema en porcentajes correspondientes a los valores de salida del sensor fotodiado.

Mediciones con los Leds en interior (%)								
Leds			Leds con fibra			Acrílico protector		
azul	Verde	rojo	azul	verde	rojo	azul	verde	rojo
100	100	100	92,05	87,38	88,48	100,00	97,62	97,83

**Tabla 3** – Porcentajes de Eficiencia en mediciones con Leds.



**Figura 4.** Eficiencias Obtenidas en mediciones con Leds.

Posteriormente se realizaron las mediciones con radiación solar directa, utilizando el dispositivo de concentración, para obtener valores en condiciones reales de operación, y poder comparar con los valores obtenidos con el sistema de Leds.

En esta experiencia se colocó, en primer lugar el sensor directo al sol, a continuación se colocó la fibra, luego la fibra más el acrílico protector, y a continuación los filtros correspondientes a las diferentes longitudes de onda. En todos los casos se utilizó el sistema de orientación solar con la finalidad de garantizar el trabajo con radiación directa.

**CONDICIONES AMBIENTALES DE LA EXPERIENCIA:**

Condiciones Meteorológicas	
Día	02/06/2015
Hora	14:30
Temperatura	18 °C
Humedad	76 %
Nubosidad	Parcial
Viento	16 Km/h

**Tabla 4** – Condiciones ambientales en la experiencia

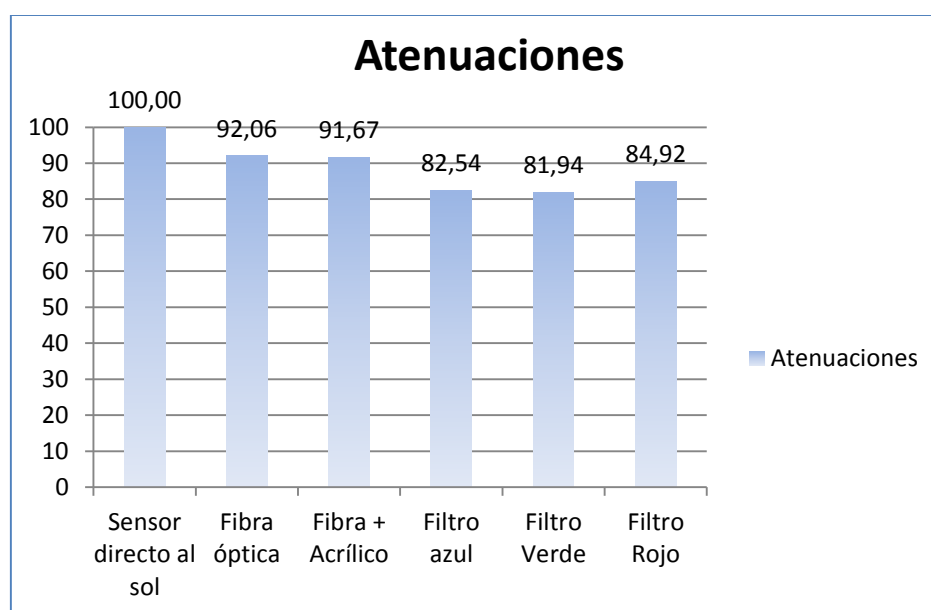
Mediciones con radiación Solar (%)					
Sensor directo al sol	Fibra óptica	Fibra + Acrílico	Filtro azul	Filtro Verde	Filtro Rojo
100,00	92,06	91,67	82,54	81,94	84,92

**Tabla 5** - Porcentajes de Eficiencia en mediciones con luz solar

**4. ANÁLISIS Y CONCLUSIONES**

De las mediciones realizadas se puede observar que:

Los valores de atenuación obtenidos para las mediciones realizadas con leds, presentaron valores esperados, esto quiere decir que, tanto la fibra como el acrílico protector arrojaron valores de atenuación con la misma tendencia aunque con magnitudes diferentes. Esto es de esperar, debido a que ambos son materiales acrílicos.



**Figura 5.** Porcentajes de Eficiencia en mediciones con luz solar

De este modo, ambas partes tuvieron el mayor valor de absorción en el rango del UV, siendo lógicamente mayor el valor de atenuación de la fibra por la longitud de la misma. En ambos casos la eficiencia fue superior al 85%. Por otro lado, los resultados obtenidos de las mediciones con radiación solar directa (Figura 5) utilizando el dispositivo de concentración, mostraron una tendencia similar, ya que tanto la fibra óptica como la protección acrílica presentaron valores de eficiencia cercanos al 90%, como los obtenidos en las mediciones con leds. Se observa también que la mayor absorción del sistema se da en el rango del UV.

## 5. REFERENCIAS

- [1] Vidal, C. Daniel; Fonseca, José M., “Diseño de un sistema de esterilización de aire mediante energía solar concentrada”. (2013).
- [2] Eugene HECHT, OPTICA, ADDISSON WESLEY IBEROAMERICANA, Tercera Edición. Madrid, (2000).
- [3] Vidal, C. Daniel; Gutiérrez Moreno, Federico G, “Diseño, construcción y caracterización inicial de una línea de energía solar concentrada (LESC)”. Congreso Argentino de Ingeniería (CADI). (2014).
- [4] Microcontroller Solutions Group, “Manual de usuario de placa freescale modelo FRDM-KL46Z. V1.0”, Freescale Semiconductor Inc. (2013)
- [5] Robert Coughlin-Frederick Driscoll, “Amplificadores Operacionales y circuitos integrados lineales”, Cuarta Edición. PRENTICE-HALL HISPANOAMERICA S.A. (1993).

## EFEECTO DEL ENRIQUECIMIENTO DEL INÓCULO EN LA PRODUCCIÓN BIOLÓGICA DE HIDRÓGENO

Pascualone, María J.<sup>1,2</sup>; Montalván, Natalia<sup>1</sup>; Marengo, Cynthia<sup>1</sup>; González, Rubén<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA).

Facultad Regional Córdoba.

Universidad Tecnológica Nacional. Argentina.

<sup>2</sup>e-mail: mariapascualone@gmail.com

**Resumen.** *La biomasa provee un método para la obtención de hidrógeno y la degradación de desechos orgánicos a través de la fermentación. Un aspecto crucial es la inhibición de bacterias metanogénicas que consumen el hidrógeno producido. En este trabajo se investigó el efecto del tratamiento preliminar del inóculo para obtener una especie productora de hidrógeno a partir de lodo biológico proveniente del tratamiento de aguas residuales. El estudio se llevó a cabo en cultivos batch. Se realizaron dos tipos de pruebas: enriquecimiento ácido-base (por ajuste de pH del inóculo) y tratamiento por shock térmico. El inóculo tratado se cultivó a valores de pH 5,5 y 7 y se incubó a temperatura controlada de  $35 \pm 1$  °C durante 96 horas. De acuerdo a los resultados experimentales, los lodos pre-tratados y cultivados a pH 5,5 alcanzaron una concentración acumulada de hidrógeno mayor que en el cultivo a pH 7 y en el blanco. El pre-tratamiento térmico logró mayor rendimiento de sustrato en producto, con un porcentaje acumulado de hidrógeno de 44,2 % y 28,1 % para el inóculo tratado a 100 °C y 80 °C respectivamente e inhibió totalmente los microorganismos metanogénicos ya que no se detectó metano.*

**Palabras claves:** hidrógeno, fermentación, enriquecimiento ácido-base, tratamiento térmico.

### 1. INTRODUCCIÓN

Un tema inquietante a nivel mundial es la creciente contaminación ambiental que está ligada principalmente a la utilización de hidrocarburos, causantes de gran parte del calentamiento global, dado que generan gases nocivos durante su combustión que deterioran la salud y los ecosistemas [1-3]. Diversos combustibles alternativos se han propuesto para sustituir a los combustibles fósiles.

El hidrógeno es considerado una de las mejores opciones por ser un combustible ambientalmente amigable [4], debido a su carencia de átomos de carbono u otros elementos precursores de contaminantes en su molécula. En la actualidad, el hidrógeno es generado casi exclusivamente por el reformado con vapor de metano o por la electrólisis del agua, los cuales son procesos altamente demandantes de energía [5]. Surge así la necesidad de estudiar bioprocesos limpios y basados en recursos renovables para la producción de hidrógeno. De esta manera se consiguen beneficios tanto en el sector energético como en el sector ambiental. La biomasa es una alternativa promisoriosa para la obtención de biogás ya que provee un

método adecuado de degradación de desechos orgánicos de diversos orígenes a través de la fermentación. Tiene como ventaja la alta velocidad de producción de hidrógeno y ser de operación simple en comparación con la producción fotosintética [6].

Los organismos del género *Clostridium* son anaerobios obligados, Gram-positivos y formadores de esporas. Las endosporas pueden ser muy resistentes al calor o productos químicos nocivos incluyendo ácidos y bases ya que no pueden ser destruidas fácilmente [7]. Estos microorganismos producen gas hidrógeno durante la fase de crecimiento exponencial. Cuando se alcanza la fase estacionaria, el metabolismo se desplaza desde la producción de hidrógeno y ácido, hacia una fase de producción de solvente [1].

Sin embargo, en un digestor anaeróbico, las bacterias metanogénicas están presentes y consumen el hidrógeno producido [8], por lo que un aspecto crucial del éxito de la hidrogenogénesis fermentativa es la inhibición de estos microorganismos. También las bacterias del ácido láctico (LAB) presentes en algunos desechos, pueden causar la inhibición de las bacterias productoras de hidrógeno por la excreción de bacteriocinas [9]. Éstas son proteínas con actividad bactericida dirigidas contra muchas bacterias Gram-positivas, incluyendo *Clostridium*. Estos compuestos se encuentran con frecuencia en forma de metabolitos secundarios producidos por diversos microorganismos tales como *Bacillus* y género LAB [10].

Dado que la mayoría de los metanógenos crecen en un intervalo de pH relativamente estrecho (pH 6 - 8) y no son formadores de esporas [11], con el fin de mejorar la producción de hidrógeno, se sugiere la utilización de un inóculo previamente enriquecido a pH bajo [8] o mediante un tratamiento de shock térmico que también se ha utilizado para la eliminación de las bacterias del ácido láctico [11].

## 2. OBJETIVOS

Lograr la producción biológica de hidrógeno a través de la fermentación.

Como objetivos específicos: 1) determinar la eficiencia del tratamiento preliminar del inóculo mediante enriquecimiento ácido-base (por ajuste de pH del inóculo) y por tratamiento térmico y 2) establecer el nivel de pH de incubación adecuado (mediante el ajuste de pH del sustrato) en el cultivo anaeróbico de microorganismos productores de hidrógeno.

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.1. Inóculo

La simiente se obtuvo del reactor de barros activados de una planta de tratamiento de aguas residuales (Córdoba, Argentina). Se almacenó en refrigerador a 4 °C en botellas ámbar y opacas siguiendo los procedimientos de APHA Standard Methods [12].

Las características del inóculo fueron: pH 6,75; la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV, para expresar las concentraciones de biomasa), 990 mg/l y la concentración de sólidos totales (ST), 1640 mg/l.



### 3.2. Composición del medio de cultivo

Se utilizó glucosa como sustrato con una concentración de 10 g/l y sales inorgánicas [13] (mg/l): NH<sub>4</sub>Cl, 3545,5; K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 125; MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O, 100; MnSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O, 9,8; FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, 25; CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O, 5; CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O, 135 y NaHCO<sub>3</sub>, 6720.

### 3.3. Procedimiento experimental

Se plantearon seis valores de pH para el enriquecimiento ácido-base: pH 3, 4, 5, 10, 11 y 12. El pH se ajustó con solución 1 N de HCl y 1 N de KOH [8]. En otro experimento se realizaron dos variantes de tratamiento térmico: a) en un baño de agua a 80 °C durante 30 minutos y b) a 100 °C por 15 minutos. También se preparó un blanco sin ajuste de pH ni shock de calor. El inóculo tratado y el blanco, se incubaron en la oscuridad a 35 ± 1 °C durante 24 h [8].

Para cada una de las condiciones, el inóculo enriquecido se cultivó a valores de pH 5,5 y 7. Los experimentos se llevaron a cabo en viales de vidrio de 120 ml, mediante ensayo batch. Los viales fueron gaseados inicialmente con nitrógeno y se añadió el inóculo enriquecido (40 ml) y el medio de cultivo (40 ml). Luego, se colocaron en estufa de cultivo a temperatura controlada de 35 ± 1 °C. El contenido se extrajo a las 96 horas para determinar la composición del biogás y la concentración de glucosa.

### 3.4. Métodos analíticos

El porcentaje de hidrógeno contenido en el biogás se determinó mediante cromatografía gaseosa en un cromatógrafo HP 5890 series II plus, equipado con un detector de conductividad térmica (columna capilar HP-PLOT/Q a 60 °C por 3 minutos y 15 °C/min hasta 250 °C, con temperatura del inyector de 200 °C, temperatura del detector de 260 °C, utilizando He como gas portador). El consumo de sustrato se midió a través de la cuantificación de azúcares reductores por la técnica colorimétrica del DNS [14]. La determinación de sólidos suspendidos volátiles y sólidos totales se realizó siguiendo los procedimientos de APHA Standard Methods [12].

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra la concentración acumulada en porcentaje de hidrógeno después de 96 horas de incubación luego del enriquecimiento ácido-base a diversos valores de pH cultivo.

En el enriquecimiento ácido se observó una marcada producción de hidrógeno para el cultivo a pH 5,5. La evolución de hidrógeno fue del orden: pH 4 > pH 5 > pH 3 > blanco, siendo 25,9 %, 21,5 %, 15,6 % y 15,4 % respectivamente. Para el cultivo a pH 7 no se obtuvo producción de dicho gas. Estos resultados indican que el pH de cultivo afectó a la producción de hidrógeno.

En el enriquecimiento a pH básico la concentración de hidrógeno para el cultivo a pH 5,5 fue del orden: pH 11 > pH 10 > pH 12 > blanco, siendo 30,3 %, 28,0 %, 26,7 % y 15,4 % respectivamente. Para el cultivo a pH 7 sólo se detectó hidrógeno cuando el valor de pH de enriquecimiento fue pH 10 (7,1 %) resultando menor que en el ensayo control.

El efecto del pH de cultivo sobre la producción de hidrógeno fue en el orden: pH 5,5 > pH 7. Esto implica que el pH 5,5 fue el mejor valor de pH de cultivo para optimizar la producción de hidrógeno.

En los lodos con pre-tratamiento ácido-base y cultivados a pH 5,5 no se detectó gas metano en la mayoría de ellos. Sólo los cultivos con enriquecimiento a pH 5 y pH 10 produjeron metano (0,2 % y 0,1 % respectivamente), pero en menor cantidad que el blanco (0,3 %). Estos resultados demuestran que la evolución de metano se inhibió significativamente.

pH cultivo	pH enriquecimiento						
	Blanco (6,75)	3	4	5	10	11	12
<b>5,5</b>	15,4	15,6	25,9	21,5	28,0	30,3	26,7
<b>7,0</b>	14,2	0	0	0	7,1	0	0

**Tabla 1** – Porcentaje de hidrógeno acumulado (en moles) luego de 96 h de fermentación, para un inóculo con enriquecimiento ácido-base.

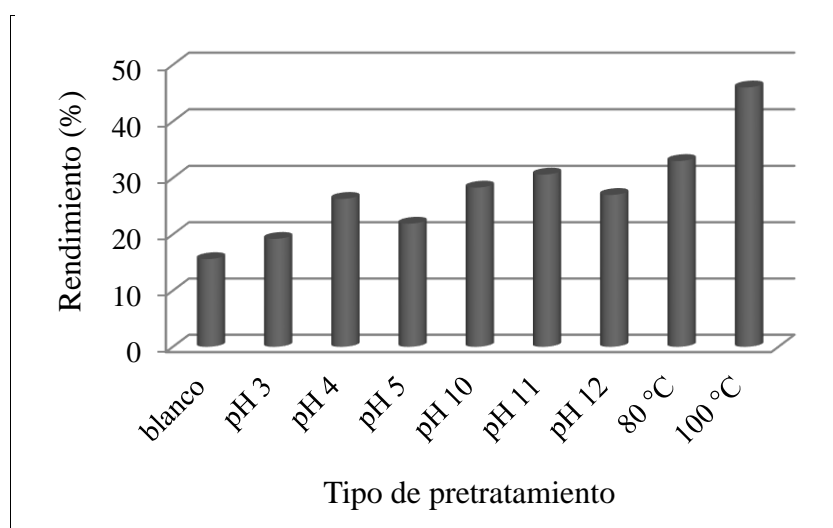
La Tabla 2 muestra la concentración acumulada en porcentaje de hidrógeno después de 96 horas de incubación luego del pre-tratamiento de shock térmico a dos valores de pH cultivo. Se observa que los lodos pre-tratados y cultivados a pH 5,5 alcanzaron una concentración acumulada de hidrógeno mayor que el blanco y que el cultivo a pH 7, siendo nula en este último. El porcentaje de hidrógeno fue de 44,2 % y 28,1 % para el inóculo tratado a 100 °C y 80 °C respectivamente correspondiendo el resto a dióxido de carbono. Los microorganismos metanogénicos se inhibieron totalmente ya que no se detectó metano. El pre-tratamiento térmico resultó eficaz en la selección de microorganismos productores de hidrógeno.

pH cultivo	Temperatura de tratamiento		
	Blanco	80 °C	100 °C
<b>5,5</b>	15,4	28,1	44,2
<b>7,0</b>	14,2	0	0

**Tabla 2** – Porcentaje de hidrógeno acumulado (en moles) luego de 96 h de fermentación, para un inóculo con pretratamiento térmico.

La Figura 1 muestra que los lodos con pre-tratamiento térmico cultivados a pH 5,5 lograron mayor rendimiento de sustrato en producto que el control y que los enriquecidos por tratamiento ácido-base, siendo 46,0 % y 33,0 % para el inóculo tratado a 100 °C y 80 °C respectivamente.

En todos los casos de enriquecimiento el consumo de glucosa fue mayor al 80 %, lo cual revela una buena degradación del sustrato.



**Figura 1** – Rendimiento de sustrato en producto luego de 96 h de fermentación, según los diversos pretratamientos aplicados al inóculo cultivado a pH 5,5.

## 5. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados experimentales se observa que el enriquecimiento del inóculo mediante shock térmico resultó eficaz en la inhibición de microorganismos metanogénicos, ya que no se detectó metano. Se obtuvo una marcada producción de hidrógeno cuando se cultivó a pH 5,5.

El lodo pre-tratado a 100 °C durante 15 minutos reflejó la mejor condición alcanzando un porcentaje acumulado de hidrógeno de 44,2 %, un rendimiento de 46 % y una degradación del sustrato del 96 %.

Ajustando adecuadamente el valor de pH de cultivo, se pueden obtener las condiciones óptimas para la acidogénesis y la producción de hidrógeno durante la degradación anaeróbica de materia orgánica.

Se prevé que los resultados de este estudio contribuyan a obtener conocimiento aplicable a la preservación de recursos naturales, como así también al desarrollo de una fuente de energía limpia y combustibles de mayor calidad. Este desarrollo involucra la revalorización de desechos de actividades antropogénicas, a través de un proceso biológico de generación de energía.

## REFERENCIAS

- [1] Han S-K.; Shin H-S. “Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste”, *International Journal of Hydrogen Energy*. Vol. 29, 569-577. (2004).
- [2] Claassen P.; Lier B.; Contreras A.; Sijtsma W.; Stams J.; Vries S.; Weusthuis R. “Utilization of biomass for the supply of energy carriers”, *Applied Microbiology Biotechnology*. Vol. 52, 741-755. (2005).

- [3] Kapdan I.; Kargi F. "Biohydrogen production from waste materials", *Enzyme and Microbial Technology*. Vol. 38, 569-582. (2006).
- [4] Lay J.J.; Lee Y.J.; Noike T. "Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste", *Water Res.* 33:2579-2586. (1999).
- [5] Forsberg, C.W. "Hydrogen futures and technologies", En Rohsenow Symposium on Future Trends in Heat Transfer Massachusetts Institute of Technology Cambridge, Massachusetts Friday, May 17. (2003).
- [6] Pandey A.; Sinha P. "An evaluative report and challenges for fermentative biohydrogen production", *International Journal of Hydrogen Energy*. Vol. 36, 7460-7478. (2011).
- [7] Brock TD.; Madigan MT.; Martinko JM.; Parker J. "Biology of microorganisms", Prentice-Hall, New York. (1994).
- [8] Chen CC.; Lin CY.; Lin MC. "Acid-base enrichment enhances anaerobic hydrogen production process", *Applied Microbiology Biotechnology*. Vol. 58:224-8. (2002).
- [9] Noike T.; Takabatake H.; Mizuno O.; Ohba M. "Inhibition of hydrogen fermentation of organic wastes by lactic acid bacteria", *International Journal of Hydrogen Energy*. Vol. 27:1367-71. (2002).
- [10] Godic TK.; Bogovic MB. "Partial characterisation of bacteriocins produced by *Bacillus cereus* isolates from milk and milk products", *Food Technology Biotechnology*. Vol. 41(2):121-9. (2003).
- [11] Poggi-Varaldo H.; Valdez-Vazquez I. "Hydrogen production by fermentative consortia". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*; Vol. 13:1000-1013. (2009).
- [12] APHA-AWWA-WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th edn. American Public Health Association, New York. (1995).
- [13] Endo G.; Noike T.; Matsumoto J. "Characteristics of cellulose and glucose decomposition in acidogenic phase of anaerobic digestion (in Japanese)", *Proc Soc Civ Eng*, Vol. 325:61-68. (1982).
- [14] Miller G.L. "Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar". *Analytical Chemistry*; Vol. 31:426-428. (1959).





**SEGUNDA PARTE**  
**ARTÍCULOS COMPLETOS**  
**DEL III CONGRESO**  
**PRODECA**

**2015**



**UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL**

Allende, Puliafito, Panigatti Editores

## CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES EN LA REGION COSTERA DE LA PLATA Y ALREDEDORES

**Cano, Leonardo<sup>1</sup>; Fabiano, Italia<sup>1</sup>; Elisio, Santiago<sup>1</sup>; Elordi, María L.<sup>2</sup>; Primost, Jezabel<sup>2</sup>; Andrinolo, Darío<sup>1</sup>**

1: Programa Ambiental de Extensión Universitaria  
Facultad de Ciencias Exactas  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 y 115, La Plata, Argentina  
lcano@quimica.unlp.edu.ar

2: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente  
Dpto. Química, Fac. Cs. Exactas  
Calle 47 y 115, La Plata, Argentina  
Universidad Nacional de La Plata  
lucilaelordi@quimica.unlp.edu.ar

**Resumen:** *El objetivo principal de este trabajo es estudiar la calidad del agua superficial en tres cuerpos de agua de la ciudad de La Plata y alrededores: El arroyo “Del Gato”, la laguna de “Los Patos” y la zona costera bonaerense sur del “Rio de La Plata”. El monitoreo ambiental de los sitios mencionados se llevó a cabo desde el año 2012 hasta la actualidad, donde se tomaron muestras de agua superficial. En cada sitio se midieron los siguientes parámetros, in-situ: Temperatura del agua, Temperatura ambiente, pH, Oxígeno Disuelto y Conductividad, en laboratorio: Demanda Química de Oxígeno, Fósforo total y Fósforo reactivo soluble, Demanda Biológica de Oxígeno, Clorofila a, Coliformes totales y Fecales, Alcalinidad, Dureza, Oxígeno Disuelto, Turbidez . Los resultados obtenidos hasta la fecha demuestran que el Rio de La Plata en su región sur y la laguna de “Los Patos” presentan valores aceptables según los valores de referencia de calidad de aguas dulces para uso recreativo. En cambio, el Arroyo “Del Gato”, entre otros valores, presenta una elevada cantidad de coliformes fecales que superan la normativa antes mencionada y valores de Oxígeno Disuelto muy bajos que pueden ser críticos para el normal desarrollo de la biota del arroyo.*

**Palabras clave:** Agua Superficial, Calidad Ambiental, La Plata.

### 1. INTRODUCCIÓN

El carácter, generalmente espontáneo, con que se ha producido la expansión urbana e industrial en las últimas décadas, ha obligado a frecuentes improvisaciones en los programas

de desarrollo. Esta circunstancia ha impedido una adecuada organización de la prevención y saneamiento de la contaminación ambiental [1].

Tanto el desarrollo humano como el crecimiento de la población, ejercen presiones múltiples y diversas sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos y sobre el acceso a ellos. Estas presiones incluyen: el aumento de la urbanización que incrementa la vulnerabilidad a las enfermedades transmitidas por el agua, la creciente demanda de agua por las ciudades, la industria y la agricultura, a menudo asociadas a escasas oportunidades de fuentes alternativas. la variabilidad del clima que altera tanto la disponibilidad y calidad del agua, como los ciclos de inundación/sequía y el calendario de lluvias, las obras de infraestructura asociadas con el desarrollo, tales como represas, carreteras, y la metodología de riego, la deforestación, el colapso de los sistemas cloacales y de recolección-transporte de aguas pluviales urbanas; la incorrecta gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) cuyos lixiviados afectan los acuíferos más expuestos (freáticos).

Por su parte, la contaminación del agua se ve afectada por la carencia de servicios de saneamiento y por el vertido de aguas residuales inadecuadamente tratadas. Otros factores que contribuyen a incrementar la contaminación son el vertido incontrolado de residuos urbanos e industriales, y la escorrentía proveniente de campos dedicados a la producción agrícola que utilizan herbicidas y plaguicidas.

Las aguas superficiales son fuente de agua para consumo, y tienen un papel importante en el lavado y la limpieza, en la pesca, la piscicultura, y en la recreación. Particularmente, la contaminación fecal se origina por el vertido de aguas provenientes de baños y letrinas sin tratamiento adecuado, y por la presencia de animales domésticos y silvestres que actúan como reservorios de agentes patógenos. Por otro lado, la contaminación química de las aguas superficiales se origina por vuelcos clandestinos, por tratamiento inadecuado de efluentes industriales, y por mal diseño de los sitios de descarga de residuos peligrosos o de los parques industriales [2-6].

Los cursos de agua de la Provincia de Buenos Aires, afluentes del Río de La Plata, son algunos de los más contaminados del país. Entre ellos se encuentra al río Matanza - Riachuelo, y a los arroyos Sarandí, Santo Domingo, las Conchitas y del Gato, entre otros.

En particular, para nuestra ciudad y alrededores hay tres cuerpos de agua muy importantes:

» Zona costera bonaerense sur del Río de La Plata: se considera de importancia por recibir la descarga de arroyos y conductos abiertos o entubados, y por ser fuente de plantas potabilizadoras de agua de localidades ribereñas.

» Arroyo "Del Gato": Este curso de agua también recibe vuelcos cloacales, efluentes industriales, lixiviados del CEAMSE y descargas pluviales de buena parte de la ciudad. Evidencia contaminación con organismos coliformes y alta concentración del anión nitrato disuelto en la superficie, así como elevada presencia de hidrocarburos y detergentes [7].

» Laguna de "Los Patos": Ubicado sobre la diagonal 74 camino a Punta Lara, frente al relleno sanitario del CEAMSE y recibe gran cantidad de lixiviados de este. Presenta un entorno propio de la laguna, con vegetación costera, e islotes de juncos. Puede observarse pastizales en los alrededores y una zona de monte atravesada por canales los cuales comunican la laguna con el arroyo del Gato.

Detectar el grado de contaminación presente en un cuerpo de agua a través de monitoreos



conduce a obtener una gran cantidad de datos referidos a diversos parámetros, incluso dimensionalmente diferentes, sin embargo para poder establecer una clara perspectiva de posibles patrones de contaminación los monitoreos deben sostenerse en el tiempo, con una buena periodicidad y abarcando todas las estaciones del año [8-9].

Ante esta necesidad de resolver diferentes tipos de conflictos asociados con el uso del agua y la conservación de la integridad ecológica de los sistemas acuáticos de la región, en este trabajo se exponen los datos del relevamiento de la calidad del agua superficial en tres cuerpos de agua de la ciudad de La Plata y alrededores: El arroyo "Del Gato", la laguna de "Los Patos" y zona costera bonaerense sur del "Río de La Plata" que se viene llevando a cabo con una frecuencia de toma de muestras de 15-30 días desde el año 2012.

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la calidad del agua superficial en tres cuerpos de agua de la ciudad de La Plata y alrededores: El arroyo "Del Gato", la laguna de "Los Patos" y la zona costera bonaerense sur del "Río de La Plata".

## **2. METODOLOGIA**

### **2.1. Región en estudio**

Se proponen 3 sitios de monitoreo (Figura 1) en cada uno de los cuales se tomaron 3 muestras a fin de realizar un tratamiento estadístico adecuado:

» Zona costera bonaerense sur del Río de La Plata: El punto de muestreo se ubica en el Muelle del club de pescadores de Punta Lara. (34°49'38,43" S - 57°56'42,12" O).

» Arroyo "Del Gato" cercano a su desembocadura en el Río de La Plata: El punto de muestreo se ubica en su intersección con el camino Costero Almirante Brown. (34°50'46,73" S - 57°57'31,00" O).

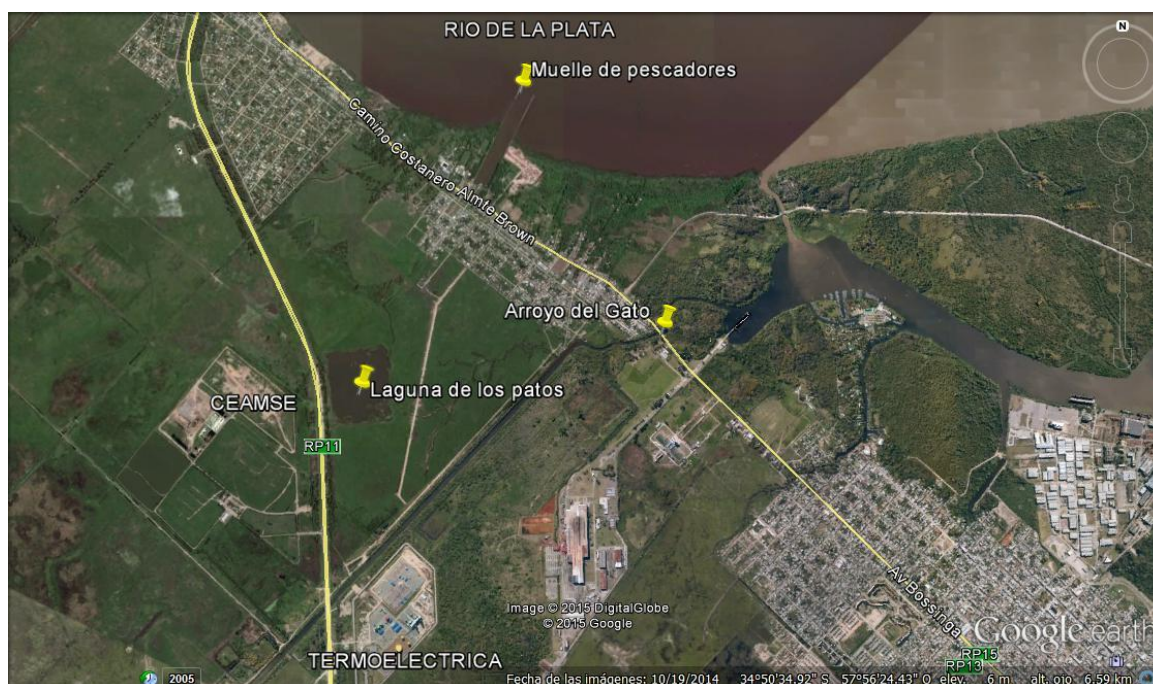
» Laguna de "Los Patos": El punto de muestreo se ubica justo frente al CEAMSE. (34°50'31,10" S - 57°56'05,92" O).

### **2.2 Determinación de los parámetros de calidad fisicoquímica y microbiológica**

Se realizó la determinación de los parámetros de calidad bacteriológicos y fisicoquímicos de cada cuerpo de agua. Se tomaron muestras de agua de los cuerpos de agua superficiales seleccionados cada 15 días, siguiendo procedimientos estandarizados internacionalmente [2, 10].

En cada sitio se midieron los siguientes parámetros in-situ, utilizando una sonda multiparamétrica de calidad ambiental - SPER CIENTIFIC:

- » Temperatura del agua
- » Temperatura ambiente
- » PH
- » Oxígeno Disuelto
- » Conductividad
- » Sólidos disueltos totales



**Figura 1.** Puntos de muestreo y algunos sitios de interés.

En el laboratorio se midieron los siguientes parámetros mediante técnicas estandarizadas internacionalmente [10]:

- » Demanda Química de Oxígeno (5220-D)
- » Fósforo total (4500-P D)
- » Coliformes totales y Fecales (adaptación 9221),
- » Oxígeno Disuelto (4500-O G)

Para las determinaciones microbiológicas, las muestras de agua pertenecientes a cada una de las estaciones se homogeneizaron y, a partir de las mismas, se realizaron diluciones decimales seriadas en agua de dilución estéril pH 7. Se utilizó la técnica de Fermentación en Tubos (Número Más Probable). En este método se usaron combinaciones de 3 tubos por dilución (hasta 10-6) de cada muestra. El medio empleado para detectar Coliformes Totales (CT) fue el caldo Lauril Triptosa de doble y simple concentración en la etapa presuntiva y caldo Lactosa Bilis Verde Brillante (LBVB) en la etapa confirmatoria, incubando los tubos en la primera etapa 48 h a 35°C y en la segunda 24 h a la misma temperatura. A partir de cada uno de los tubos que resultaron positivos en la prueba presuntiva, se inocularon tubos que contenían caldo EC. Este caldo se utilizó para determinar Coliformes Fecales o Termotolerantes (CF) y los tubos se incubaron 24 h a  $44,5 \pm 0,2$  °C. Se consideraron positivos aquellos tubos que presentaron turbidez y producción de gas. El número más probable (NMP) de CT y CF por 100 ml de muestra, se obtuvo de la tabla correspondiente de acuerdo a la combinación de resultados positivos y negativos en los tubos.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Río de La Plata

En la Tabla 1 pueden apreciarse los valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos estudiados para el Río de La Plata en el período 2012 – 2014.

Fecha	T (°C)	Cond (mS)	pH	DQO (ppmO <sub>2</sub> )	Ptotal (µg/L)	OD (ppm)	Coliform.tot. (NMP/100ml)	Coliform.fecales (NMP/100 ml)
21/06/2012	12,0	0,420	7,86	13,3	556,9	6,1	2,3 x 10 <sup>2</sup>	3 x 10 <sup>1</sup>
05/07/2012	10,0	0,366	7,90	88,0	575,6	7,3	9 x 10 <sup>1</sup>	4,6 x 10 <sup>1</sup>
01/08/2012	11,0	0,304	7,74	22,4	303,0	7,7	1,5x10 <sup>2</sup>	9 x 10 <sup>1</sup>
03/09/2012	14,5	0,314	7,72	23,6	308,8	7,5	9x10 <sup>1</sup>	4,6 x 10 <sup>1</sup>
23/10/2012	19,0	0,265	7,23	56,0	231,7	6,2	4x10 <sup>1</sup>	2,3 x 10 <sup>1</sup>
11/06/2013	13,9	0,334	6,92	57,3	364,7	3,9	9 x 10 <sup>1</sup>	2,3 x 10 <sup>1</sup>
02/07/2013	11,9	0,399	6,70	27,5	397,0	5,4	2 x 10 <sup>2</sup>	2,3 x 10 <sup>1</sup>
30/07/2013	11,9	0,325	6,82	30,0	361,5	8,2	3 x 10 <sup>2</sup>	4,3 x 10 <sup>1</sup>
20/08/2013	15,3	0,283	6,72	47,5	320,8	6,7	3 x 10 <sup>2</sup>	1,1 x 10 <sup>1</sup>
02/09/2013	15,3	0,263	6,45	33,0	474,6	7,9	9x10 <sup>1</sup>	9x10 <sup>1</sup>
23/09/2013	13,0	0,284	6,10	61,0	401,5	6,2	4x10 <sup>1</sup>	4x10 <sup>1</sup>
07/10/2013	18,7	0,272	7,14	70,3	520,7	6,4	1,5x10 <sup>2</sup>	4x10 <sup>1</sup>
21/10/2013	18,4	0,280	6,71	55,8	250,5	5,5	2,1 x 10 <sup>2</sup>	9 x 10 <sup>1</sup>
05/11/2013	20,4	0,239	7,02	30,8	389,2	7,5	1,5 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
18/11/2013	22,2	0,294	6,48	47,1	273,2	5,7	2,4 x 10 <sup>3</sup>	9,3 x 10 <sup>1</sup>
02/12/2013	25,8	0,277	6,87	40,4	383,8	6,7	4,3 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
18/02/2014	24,7	0,265	7,24	39,4	762,6	6,5	2,3 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
11/03/2014	21,4	0,350	6,42	53,9	457,9	7,1	1,5 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
05/05/2014	18,4	0,393	6,03	55,0	302,5	8,0	2 x 10 <sup>2</sup>	3 x 10 <sup>1</sup>
26/05/2014	12,9	0,311	6,33	30,6	297,9	9,9	9 x 10 <sup>1</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
09/06/2014	11,7	0,345	7,06	12,8	345,4	8,9	2,3 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
30/06/2014	11,3	0,354	7,70	15,3	294,1	8,1	9 x 10 <sup>1</sup>	4x10 <sup>1</sup>
01/09/2014	13,8	0,214	7,44	13,3	148,9	8,0	3 x 10 <sup>2</sup>	4,6 x 10 <sup>1</sup>
22/09/2014	22,5	0,646	8,18	19,5	336,8	4,3	2,4 x 10 <sup>3</sup>	4,6 x 10 <sup>1</sup>
14/10/2014	21,5	0,324	7,91	49,5	288,5	6,5	3 x 10 <sup>2</sup>	2,3 x 10 <sup>1</sup>
27/10/2014	27,2	0,358	8,00	32,0	169,1	7,6	3 x 10 <sup>2</sup>	2,3 x 10 <sup>1</sup>
10/11/2014	23,6	0,230	7,60	62,0	251,1	5,5	3 x 10 <sup>1</sup>	4,3 x 10 <sup>1</sup>
01/12/2014	20,1	0,309	7,57	41,3	192,4	7,4	7 x 10 <sup>1</sup>	1,1 x 10 <sup>1</sup>

**Tabla 1** – Resultados fisicoquímicos y microbiológicos del Río de La Plata.

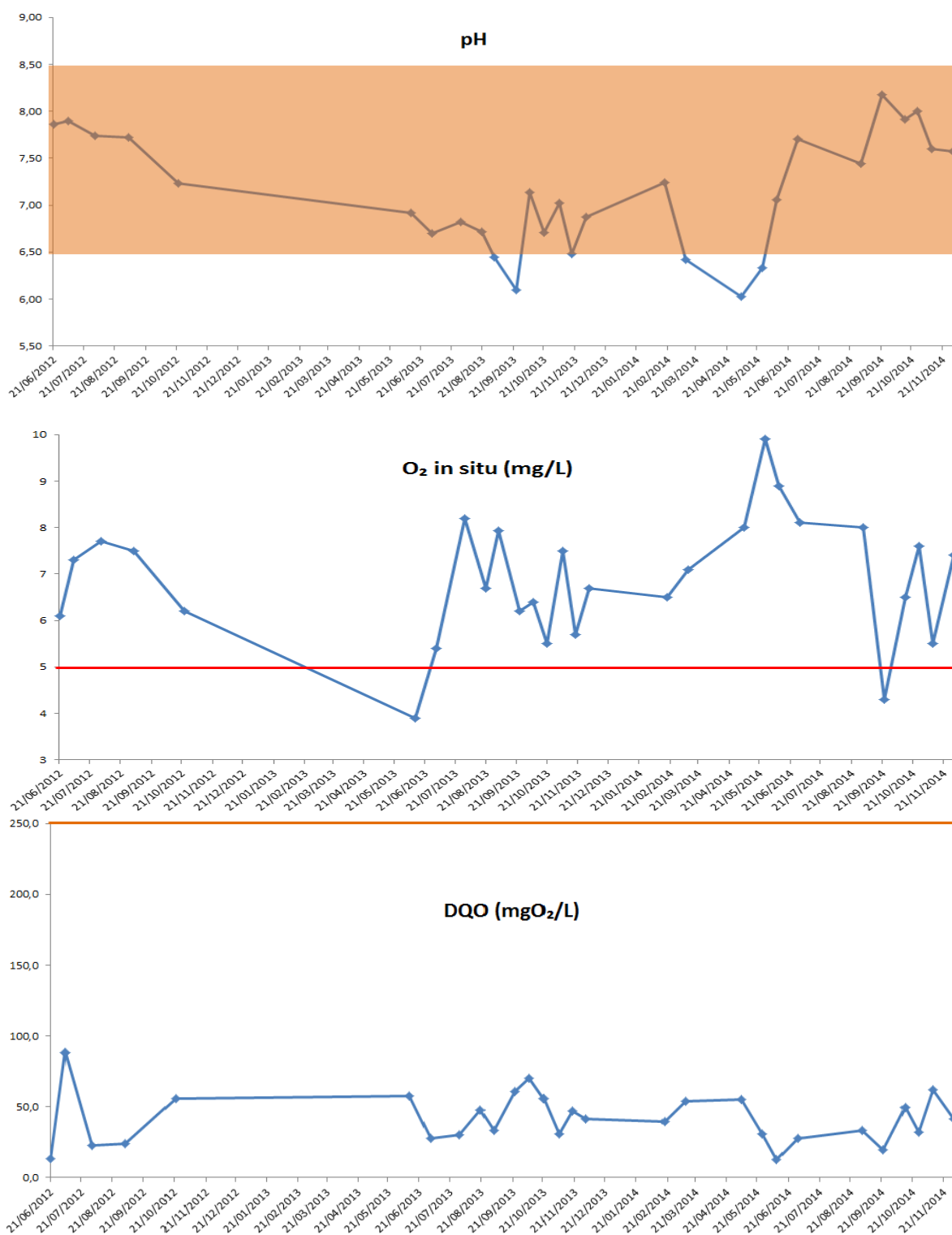


Figura 2 – Variación temporal de pH, OD y DQO en el Río de La Plata.

En cuanto a los aspectos fisicoquímicos, prestaremos atención a los tres parámetros que más aparecen en las normativas vigentes, el Oxígeno Disuelto (OD), el pH y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). La variación temporal de estos parámetros puede verse en la Figura 1, donde además se marcan los valores de referencia de las normativas vigentes.

Según los niveles Guía de Calidad de Agua para Protección de Vida Acuática de la ley vigente [11] los valores de pH deben situarse dentro del rango 6,5 – 8,5. De nuestros resultados vemos que el Río de la Plata presenta dos periodos, de julio a septiembre de 2013 y de marzo a mayo de 2014 donde el valor del pH de sus aguas no alcanza el valor mínimo establecido en la reglamentación vigente.

Los niveles guía de la cuenca del plata para la preservación vida acuática y para la recreación humana con contacto directo [12] establecen que el Oxígeno Disuelto (OD) debe ser mayor o igual a 5 mg/l. De nuestros resultados vemos que sólo en dos oportunidades (11/06/13 y 22/09/14) los valores de oxígeno disuelto no superan el mínimo establecido y la tendencia general de los valores históricos se mantiene constante con la mayoría de los valores comprendidos entre 6 y 8 mg/l de Oxígeno. En este sentido, podrían descartarse esos dos valores anómalos y considerar que el curso de agua cumple con la normativa vigente desde 2012 a la fecha.

Cabe destacar que los valores de DQO obtenidos se encuentran muy por debajo del valor máximo permitido. Según el límite para descarga de efluentes, Conducto Pluvial o Cuerpo de agua superficial de la Ley Prov. 5965 [13] el valor de la Demanda Química de Oxígeno no debe superar el valor de 250 mg/l.

Los tres parámetros bacterianos que han sido determinados históricamente en la Franja Costera Sur del Río de la Plata son bacterias coliformes totales, bacterias coliformes fecales y *Escherichia coli*, considerándose necesaria la continuidad de su seguimiento, en particular la de los dos últimos ya que son considerados los indicadores de referencia más consistentes para establecer aptitud para uso recreativo de ambientes de agua dulce. Siendo los enterococos el indicador más consistente en el mismo sentido para ambientes de agua marina.

Los criterios de calidad para estos parámetros se establecen en general en términos de UFC/100 ml (unidades formadoras de colonias/100 ml), estando los valores de referencia adoptados por la Provincia de Buenos Aires [14] especificados en estos términos. Los datos reportados para bacterias coliformes totales, bacterias coliformes fecales y *E.coli* en el período se han obtenido aplicando el método de tubos múltiples, que expresa los resultados en términos de número más probable de microorganismos/100 ml (NMP/100 ml). Si bien en la práctica la información obtenida mediante ambos métodos es similar, sus resultados no son estrictamente comparables. De todos modos, existen algunos valores de referencia establecidos por leyes provinciales que usaremos para analizar nuestros resultados [15]:

- Límites admisibles para efluentes cloacales que descargan a cursos de agua:

Coliformes totales:  $< 5 \times 10^3$  NMP/100mL.

- Agua que entra al sistema de distribución:

Coliformes totales:  $< 2,2$  NMP/100 mL.

- Valores de referencia de calidad de aguas dulces y marítimas para agua de uso recreativo:

Coliformes fecales:  $1,26 \times 10^2$  NMP/100mL.

Tomando la última referencia para el análisis de nuestros resultados vemos que los valores de recuento de bacterias Coliformes fecales se mantienen constantes a lo largo del tiempo con valores entre  $4 \times 10^1$  y  $9 \times 10^1$  NMP/100ml y nunca se han superado los límites establecidos para el uso del agua con fines recreativos.

### 3.2. Laguna de los Patos

Los resultados obtenidos en el monitoreo de la Laguna de los Patos en el periodo 2012-2014 pueden apreciarse en la Tabla 2. Al igual que en el apartado anterior, en la Figura 3 se grafica la variación en el tiempo del pH, el Oxígeno Disuelto y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Los valores de pH han estado fuera del rango óptimo (6,5 – 8,5) en varias oportunidades, alcanzando un valor máximo alarmante de 9,24 y manteniéndose por debajo del mínimo durante largos periodos de tiempo, especialmente entre fines de 2013 y comienzos de 2014. Cabe destacar que durante el periodo de verano, donde las temperaturas son altas, y gracias a la elevada cantidad de Fósforo que presenta la laguna, en la misma proliferan diversas plantas acuáticas entre las que predominan las del tipo *Pistia stratiotes*, vulgarmente llamado como “Repollito de Agua”. El avance de las mismas es tal que llega a cubrirse toda la laguna de las mismas. En diversos trabajos se menciona que la aparición de este tipo de plantas produce cambios en las propiedades fisicoquímicas del agua, por ejemplo bajando el pH de la misma, asique este efecto podría ser el causante de los valores de pH cercanos a 6 que hemos obtenido para la laguna en ese periodo [16].

Como ya hemos mencionado el nivel guía para el Oxígeno Disuelto debe estar por encima de 5 mg/l para la preservación de la vida acuática y permitir la recreación en el cuerpo de agua. De nuestros resultados vemos que los valores de OD se han mantenido altos durante gran parte del tiempo en que se ha muestreado, sin embargo durante los meses de septiembre, octubre y noviembre se observa una notable disminución llegando a un valor mínimo de 3,3 mg/l de Oxígeno que pone en riesgo la vida de las especies que habitan en la laguna.

Como ya se ha mencionado, el valor de la Demanda Química de Oxígeno no debe superar el valor de 250 mg/l. Puede observarse que entre nuestros resultados hay dos muestreos que superaron este valor ampliamente, alcanzando un valor máximo de 330 mg/l el día 30/07/13. Evidentemente la presencia de compuestos químicos demandantes de oxígeno en la laguna es elevada, tal vez debido a la cantidad de lixiviados que recibe del relleno sanitario que se encuentra cercano.

Si analizamos la calidad microbiológica de la Laguna de Los Patos veremos que los valores obtenidos para las bacterias Coliformes Fecales siempre se mantuvieron por debajo del límite establecido para el uso del cuerpo de agua con fines recreativos, con valores que oscilan entre 1 y  $9 \times 10^1$ . Sin embargo en el muestreo de diciembre de 2014 se observa una gran cantidad de coliformes totales que alcanza el valor de  $1,1 \times 10^4$  lo cual superaría el límite provincial para efluentes cloacales que descargan en cuerpos de agua.

Tal vez la conexión que tiene esta laguna con el Arroyo del Gato, quien recibe gran parte de los efluentes cloacales de la ciudad, sea la causa de estos valores elevados en las bacterias coliformes.

Fecha	T (°C)	Cond (mS)	pH	DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	Ptotal (µg/L)	OD (mg/L)	Colif.tot. (NMP/100ml)	Colifor.fecal (NMP/100 ml)
23/10/2012	19,0	0,493	8,01	96,7	683,4	6,3	5 x 10 <sup>2</sup>	2,1 x 10 <sup>1</sup>
06/11/2012	29,0	0,470	9,24	143,5	517,0	8,2	2 x 10 <sup>2</sup>	1,4 x 10 <sup>1</sup>
20/11/2012	30,0	0,524	7,89	203,5	503,7	5,6	2,3 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
29/04/2013	19,3	0,340	8,10	118,5	492,8	5,0	1,5 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>1</sup>
11/06/2013	13,8	0,340	8,70	220,7	499,2	6,0	1,5 x 10 <sup>1</sup>	3 x 10 <sup>0</sup>
02/07/2013	10,6	0,317	7,80	192,5	485,9	7,3	2,3 x 10 <sup>2</sup>	9 x 10 <sup>1</sup>
30/07/2013	12,8	0,381	8,57	330,0	413,4	7,7	7 x 10 <sup>1</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
20/08/2013	19,7	0,430	9,40	210,0	547,8	13,0	4 x 10 <sup>1</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
02/09/2013	16,1	0,435	7,95	210,5	594,6	10,0	1,1 x 10 <sup>3</sup>	9,3 x 10 <sup>1</sup>
23/09/2013	12,2	0,393	6,25	218,5	466,5	11,5	4,3 x 10 <sup>1</sup>	1,5 x 10 <sup>1</sup>
07/10/2013	19,4	0,414	6,31	190,3	489,0	8,8	9,3 x 10 <sup>1</sup>	4,3 x 10 <sup>1</sup>
21/10/2013	19,1	0,444	6,02	299,2	900,1	8,3	4,6 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>2</sup>
05/11/2013	21,2	0,473	6,05	157,4	836,3	11,5	5 x 10 <sup>2</sup>	2,1 x 10 <sup>1</sup>
18/11/2013	21,9	0,466	6,03	170,4	950,5	7,8	4 x 10 <sup>1</sup>	2,1 x 10 <sup>1</sup>
02/12/2013	26,5	0,487	6,51	146,2	981,6	8,3	1,5 x 10 <sup>2</sup>	1,4 x 10 <sup>1</sup>
18/02/2014	24,5	0,384	6,66	198,3	1217,0	10,3	1,5 x 10 <sup>2</sup>	2,1 x 10 <sup>1</sup>
11/03/2014	20,9	0,381	6,80	193,9	966,0	7,8	2 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>0</sup>
05/05/2014	19,2	0,354	6,18	175,0	424,5	9,1	5 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>1</sup>
26/05/2014	11,8	0,303	6,12	132,8	417,5	7,0	2,1 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
09/06/2014	11,3	0,318	7,35	101,7	288,7	7,3	2,3 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>1</sup>
30/06/2014	9,8	0,348	7,60	68,3	219,1	6,9	1,5 x 10 <sup>1</sup>	7 x 10 <sup>0</sup>
01/09/2014	14,5	0,382	7,19	47,0	400,1	5,0	4,3 x 10 <sup>1</sup>	3 x 10 <sup>0</sup>
22/09/2014	21,6	0,404	7,82	64,5	259,3	4,6	2,3 x 10 <sup>2</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>
14/10/2014	21,3	0,294	7,81	97,0	137,3	4,2	9,3 x 10 <sup>2</sup>	3 x 10 <sup>1</sup>
27/10/2014	28,5	0,318	7,13	64,5	187,8	3,9	2,3 x 10 <sup>2</sup>	3 x 10 <sup>1</sup>
10/11/2014	24,7	0,262	7,59	117,0	421,9	3,3	1,5 x 10 <sup>3</sup>	9 x 10 <sup>1</sup>
01/12/2014	18,4	0,275	7,76	114,7	276,3	8,3	1,1 x 10 <sup>4</sup>	4 x 10 <sup>1</sup>

**Tabla 2** – Resultados fisicoquímicos y microbiológicos de La Laguna de los Patos.

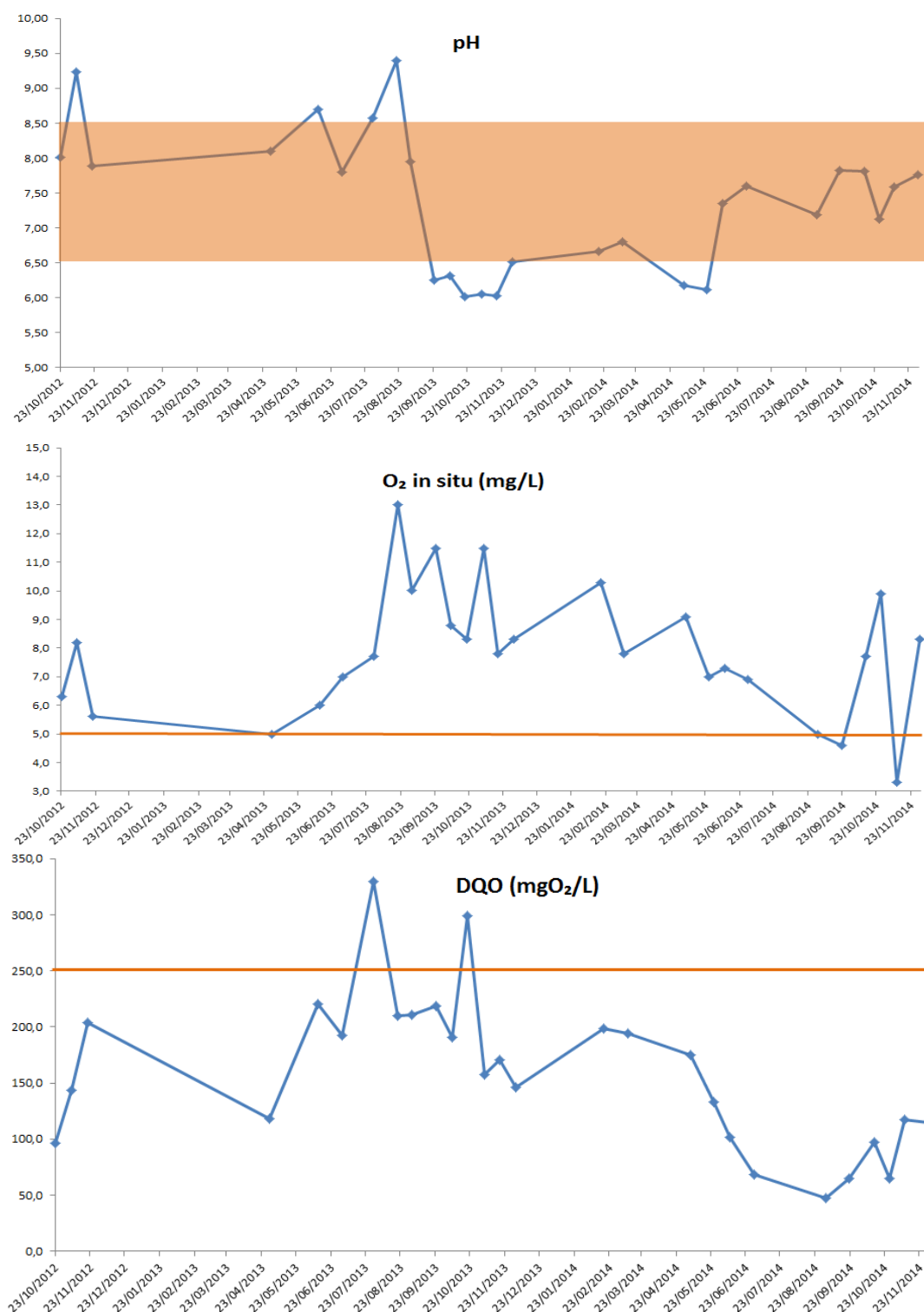


Figura 3 - Variación temporal de pH, OD y DQO en la Laguna de Los Patos.



### 3.3. Arroyo Del Gato

En la Tabla 3 pueden observarse los resultados obtenidos para el análisis fisicoquímico y microbiológico y en la Figura 4 la variación temporal del pH, el OD y la DQO del agua del arroyo del Gato justo antes de desembocar en el Río de La Plata.

Fecha	T (°C)	Cond (mS)	pH	DQO (ppmO <sub>2</sub> )	Ptotal (µg/L)	OD (ppm)	Coliform.tot. (NMP/100ml)	Coliform.fecales (NMP/100 ml)
23/10/2012	16,6	0,203	7,4	210	553,4	6,1	4,3 x 10 <sup>4</sup>	1,5 x 10 <sup>4</sup>
11/06/2013	27	1,136	7,54	108,5	621	8,1	1,5 x 10 <sup>5</sup>	2,1 x 10 <sup>4</sup>
02/07/2013	26	1,727	7,56	88,5	532,3	10,9	9,3 x 10 <sup>5</sup>	3 x 10 <sup>4</sup>
30/07/2013	20	1,324	7,6	94,5	241,2	5,7	1,5 x 10 <sup>5</sup>	3 x 10 <sup>4</sup>
20/08/2013	14,7	1,1	7,6	132,3	1240,9	6,2	4,6 x 10 <sup>5</sup>	2,3 x 10 <sup>2</sup>
02/09/2013	12,9	1,175	7,6	267,5	1354	7,5	9 x 10 <sup>5</sup>	9 x 10 <sup>5</sup>
23/09/2013	12,5	0,727	7,12	260	409	8,3	2,3 x 10 <sup>4</sup>	9 x 10 <sup>3</sup>
07/10/2013	15,5	1,01	7,2	117,5	679	3	4,3 x 10 <sup>4</sup>	9 x 10 <sup>3</sup>
21/10/2013	17,3	1,4	6,97	125,5	1380,9	2,1	4,3 x 10 <sup>4</sup>	1,5 x 10 <sup>4</sup>
05/11/2013	13,7	0,707	6,43	96	421,5	4,5	9 x 10 <sup>3</sup>	4 x 10 <sup>3</sup>
18/11/2013	20,1	1,47	6,75	135	985,3	2,5	7,5 x 10 <sup>4</sup>	3,9 x 10 <sup>4</sup>
02/12/2013	22	0,731	6,79	97,5	377,2	2,8	4 x 10 <sup>3</sup>	4 x 10 <sup>3</sup>
18/02/2014	21,4	1,07	6,88	143	1231,8	3,1	7 x 10 <sup>3</sup>	1,5 x 10 <sup>4</sup>
11/03/2014	23	1,173	6,67	82,6	1016,4	2,2	2 x 10 <sup>4</sup>	1,1 x 10 <sup>4</sup>
05/05/2014	26,3	1,86	6,73	48,4	1144,2	2,2	9 x 10 <sup>4</sup>	4 x 10 <sup>3</sup>
26/05/2014	25,6	1,337	7,1	95	2109	2,6	5 x 10 <sup>5</sup>	5 x 10 <sup>5</sup>
09/06/2014	22	0,88	6,52	41,7	670,7	2,6	4 x 10 <sup>5</sup>	2,3 x 10 <sup>5</sup>
30/06/2014	19,1	1,558	6,3	80,6	712	2,1	1,5 x 10 <sup>5</sup>	2,1 x 10 <sup>4</sup>
01/09/2014	13,5	1,264	6,08	69,6	703,7	3,5	2 x 10 <sup>5</sup>	1,5 x 10 <sup>4</sup>
22/09/2014	13	1,336	6,76	61,7	374,6	2,9	5 x 10 <sup>5</sup>	5 x 10 <sup>4</sup>
14/10/2014	11,6	0,829	7,09	36,1	219,8	2,7	1,5 x 10 <sup>5</sup>	9 x 10 <sup>3</sup>
27/10/2014	14,9	0,737	7,38	19,5	135,2	5,3	9,3 x 10 <sup>5</sup>	3 x 10 <sup>4</sup>
10/11/2014	20,1	1,497	7,56	72	133,6	4,6	1,5 x 10 <sup>5</sup>	3 x 10 <sup>4</sup>
01/12/2014	21	0,729	7,6	102	219,1	3,1	4,6 x 10 <sup>5</sup>	2,3 x 10 <sup>2</sup>

**Tabla 3** – Resultados fisicoquímicos y microbiológicos del Arroyo del Gato.

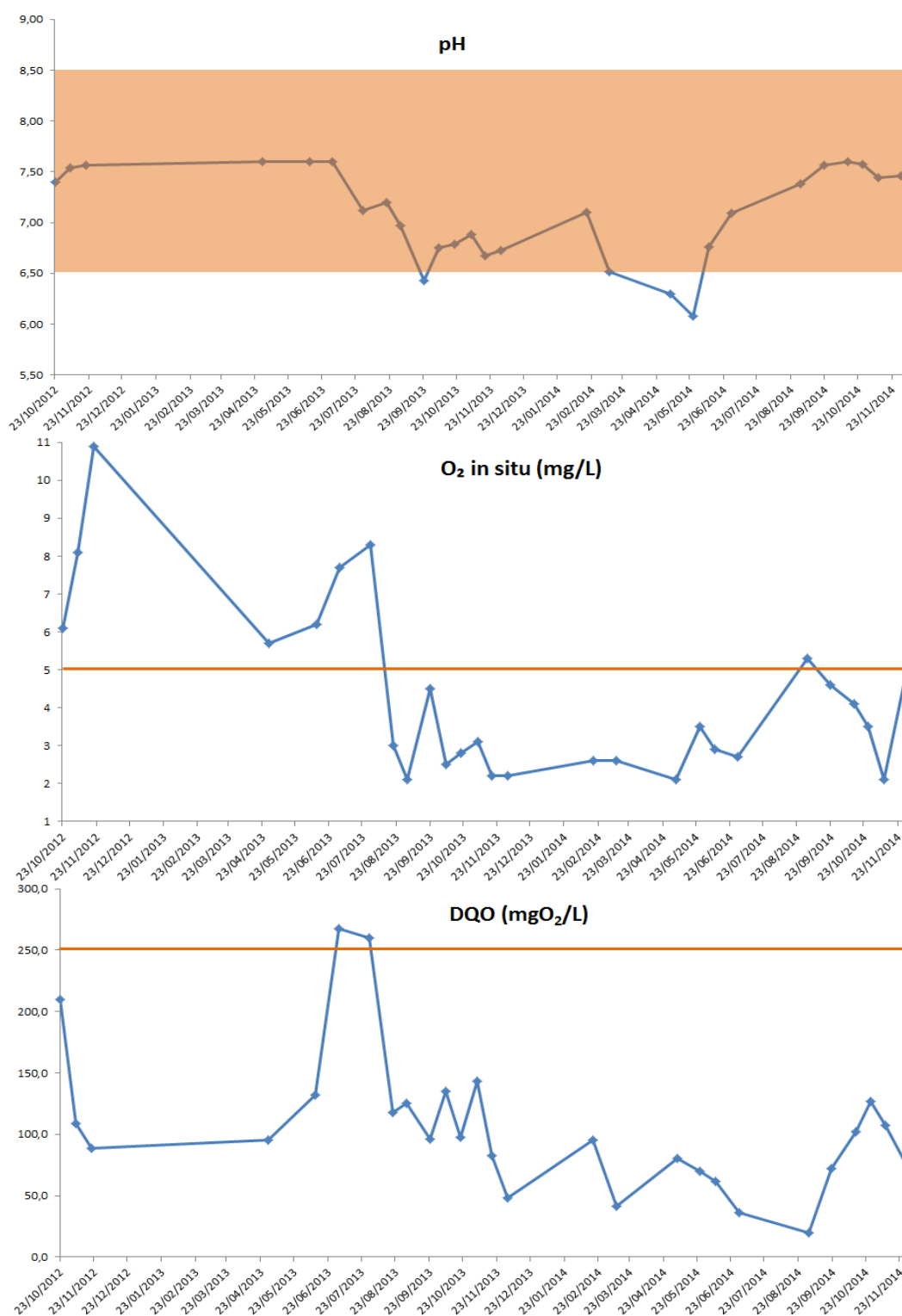


Figura 4 - Variación temporal de pH, OD y DQO en el Arroyo Del Gato.

El Arroyo del Gato atraviesa toda la ciudad de La Plata, pasando por zonas de producción agrícola, industrial y asentamientos precarios. Es receptor de vertidos de efluentes líquidos de plantas de tratamiento, que por estar subdimensionadas o no operar en las condiciones adecuadas, son poco eficientes para alcanzar los parámetros fisicoquímicos legislados. También, el arroyo recibe descargas de colectoras pluviales y vertidos clandestinos de efluentes líquidos. En general las colectoras cloacales urbanas reciben también efluentes de tipo industrial, cuya calidad complejiza la operación de una planta de tratamiento y obtener un efluente apto para descarga [7].

Con este panorama es de esperar que los valores obtenidos para este cuerpo de agua no cumplan con las legislaciones vigentes.

Podemos ver que los valores de pH obtenidos en nuestros muestreos están todos comprendidos entre 6 y 7,5, evidenciando aguas ligeramente acidas que en algunos muestreos descienden su pH por debajo del mínimo establecido.

Estos valores de pH bajos, en conjunto con la presencia de elevado tenor salino y elevada materia orgánica, contribuyen a una reducción del contenido de oxígeno disuelto, el cual se encuentra por debajo del valor guía en gran parte de nuestro monitoreo, alcanzando valores muy bajos cercanos a 2 ppm de Oxígeno en varias oportunidades.

Por las mismas razones recientemente expuestas la Demanda Química de Oxígeno supera el valor límite de 250 ppm de la ley provincial vigente para cuerpos de agua superficial.

El aspecto microbiológico también se ve fuertemente afectado por las mismas causas que se han mencionado, principalmente por la presencia de materia fecal que proviene de los efluentes con tratamientos deficientes y de vertidos clandestinos. Así es que se obtuvieron valores de recuento de bacterias coliformes fecales que superan no sólo los niveles para aguas de uso recreativo, sino también los límites admisibles para efluentes cloacales que descargan a cursos de agua (Coliformes totales:  $<5 \times 10^3$  NMP/100mL). Se llegaron a obtener valores de  $5 \times 10^4$  NMP/100ml para las bacterias mencionadas, con lo cual, con un margen de un orden de magnitud, este cuerpo de agua no podría considerarse ni apto como efluente cloacal.

#### 4. CONCLUSIONES

- Se ha analizado la calidad fisicoquímica y microbiológica de tres cuerpos de agua de importancia para la ciudad de La Plata y alrededores, el Río de La Plata, la Laguna de Los Patos y el arroyo del Gato, desde 2012 a la fecha de manera sostenida en el tiempo.
- Según los resultados obtenidos en este estudio los tres cuerpos de agua presentan algún grado de deterioro que se manifiesta en los parámetros de pH, Oxígeno Disuelto, DQO y/o bacterias coliformes, los cuales, en distinta proporción y recurrencia no cumplen con las normas vigentes para aguas de recreación.
- El caso del arroyo del Gato resulta ser el más alarmante con una elevada carga bacteriológica de origen fecal asociada probablemente a la falta de servicio de red cloacal en las viviendas que ocupan los márgenes de los mismos y a la descarga de efluentes con elevada carga orgánica.
- El vuelco directo de efluentes por particulares y los vuelcos cloacales directos o indirectos, sin tratamiento o deficiente, aportan microorganismos que pueden causar múltiples patologías humanas, desde parasitosis a infecciones bacterianas y teniendo en cuenta que en los márgenes del Arroyo del Gato están superpoblados, con varios asentamientos donde faltan los servicios básicos, con estos resultados se demuestra que la salud de todos esos pobladores corre serios riesgos.

#### REFERENCIAS

- [1] Río De La Plata. Calidad De Las Aguas Franja Costera Sur. Informe de Avance. Editado por OSN, AGOSBA y SIHN (1994).
- [2] WHO (World Health Organization). Guidelines for drinking-water quality (3rd Edition). Geneva. 1 (7): 105-126, (2008).
- [3] Batterman S., Eisenberg J., Hardin R., Kruk M.E., Lemos M.C., Michalak A.M., Mukherjee B., Renne E., Stein H., Watkins C. and Wilson M.L.. “Sustainable Control of Water-Related Infectious Diseases: A Review and Proposal for Interdisciplinary Health-Based Systems Research”, *Environmental Health Perspectives*, 117 (7), 1023-1032. (2009).
- [4] Asanoa T., Cotruvo J.A. “Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations”, *Water Research*, 38, 1941–1951,(2004).
- [5] OPS (Organización Panamericana de la Salud). La Salud y el Ambiente en el Desarrollo Sostenible, OPS, Washington D.C., (2000).
- [6] Arcos Pulido M., Ávila de Navia S.L., Estupiñán Torres S.M., Gómez Prieto A.C. “Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua”, *NOVA*, 3 (4), 1-116. (2005).

- [7] Estudio " Calidad ambiental de las Cuencas de los Arroyos del Gato y Pereyra". Proyecto PNUD-FREPLATA. CIMA, UNLP. [http://www.freplata.org/documentos/documentos/InformePNUD\\_final\\_gato\\_pereyra\\_final.pdf](http://www.freplata.org/documentos/documentos/InformePNUD_final_gato_pereyra_final.pdf).
- [8] Torres P., Cruz CH. y Patiño PJ., "Water quality index in surface sources used in water production for human consumption. A critical review", *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8 (15), 79-94, (2009).
- [9] Yogendra K. y Puttaiah ET., "Determination of water quality index and suitability of an urban waterbody in Shimoga Town, Karnataka", *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*, 1, 342-346, (2008).
- [10] American Water Works Association, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Ed. Diaz de Santos, 20th Edition, (1998).
- [11] Niveles Guía de Calidad de Agua para Protección de Vida Acuática. Agua Dulce Superficial. Ley Nac. 24051. Decreto Reglamentario 831/93.
- [12] Grupo de Trabajo Técnico, ACuMaR, "Evaluación de la calidad del agua en la Franja Costera Sur del Río de la Plata mediante modelación matemática", *proyecto INA 1.207*, Informe LHA 02-1.207-11, (2011).
- [13] Límite para descarga Conducto Pluvial o Cuerpo de agua superficial. Ley Prov. 5965 Res. 336/03. (2003).
- [14] Valores de referencia de calidad de aguas dulces y marinas para protección de la biota acuática, para agua de uso recreativo y aguas dulces como fuente de agua potable en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Administración del Agua de la Provincia de Buenos Aires. La Plata. Resolución 42/06 (2006).
- [15] Normas de calidad para desagües cloacales, provincia de Buenos Aires (Ley n° 11.820, anexos A y B. (2003).
- [16] R. H. Attionu, "Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes*, L.) on its habitat", *Hydrobiologia*, Volume 50, Issue 3, pp 245-254 (1976).



## CALIDAD DEL AGUA DEBIDA AL EFECTO DE LAS CIANOBACTERIAS EN EL TRAMO DE ESTUDIO CONCORDIA- SALTO, GUALEGUAYCHU-FRAY BENTOS

**Confalonieri, Romeo A; Duarte, Diego; Pavón Mena, Luciano N; Schild, Cristian J;  
Cardini, Julio C; Zabalett Alejandro**

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)  
Facultad Regional Concepción del Uruguay (FRCU)  
Universidad Tecnológica Nacional,  
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803  
e-mail: romeoc2211@gmail.com; lucianopavon@gmail.com

**Resumen:** *El río Uruguay se ve cada vez más afectado por las algas. Para esta investigación se recurrió al método científico. Utilizando estrategias de investigación experimental registrando los hechos y fenómenos observados, y analizando bases de datos precedentes. Los muestreos se realizaron en puntos específicos; comparándose estos con los parámetros teóricos y empíricos disponibles, generando una base de datos georreferenciada en el software QGIS. A través de la modelación matemática, utilizando el software WASP, obtuvimos predicciones del estado del curso de acuerdo a las variaciones de los parámetros tales como concentración algal en el embalse y temperatura del curso de agua ambos durante situación de estiaje y crecida. Cuando la concentración de algas en el embalse es alta, impacta sobre la calidad del agua del río. La modelación matemática se realizó planteando hipótesis para época de estiaje y crecida que surgen de la variación de la temperatura del agua y la concentración de clorofila a en el embalse, considerado como borde en la modelación. Se observó mayor crecimiento algal en el río cuando el embalse presentaba altas concentraciones de clorofila a y a temperatura del agua elevada para la situación de estiaje, siendo estos valores inferiores para la época de crecidas.*

**Palabras clave:** calidad de agua, floración algal, río Uruguay, modelación matemática, SIG.

### 1. INTRODUCCIÓN

La provincia de Entre Ríos, por las características geográficas que la representan, está íntimamente vinculada con las actividades propias de los grandes cursos de aguas, en este caso de estudio, en contacto con el río Uruguay. La calidad de agua para las ciudades ribereñas es uno de los factores más importantes que condicionan la vida de las poblaciones, que como principales usos se tienen el consumo humano, la recreación de los pobladores y el uso como cuerpo receptor de los efluentes líquidos generados por la población, por lo tanto resulta vital el estudio de este recurso natural.

Por este motivo, en el marco del proyecto que lleva adelante el Grupo de Estudio

Contaminación del Río Uruguay (GECRU), se han realizado estudios sobre calidad de agua en busca de determinar el impacto generado por las floraciones algales.

Las floraciones de microalgas, también conocidas como “blooms”, son eventos de multiplicación y acumulación de estos organismos planctónicos. Son fenómenos naturales que ocurren ante determinadas condiciones ambientales que favorecen el crecimiento de algunas especies más que otras. De acuerdo a diversas investigaciones, el importante incremento en la frecuencia de aparición y duración de estos fenómenos a escala mundial está fuertemente asociado al incremento de las condiciones que generan eutrofización de los cuerpos de agua más que al efecto del calentamiento global, fenómeno que incide en forma secundaria.

En el presente desarrollo se realizaron muestreos y análisis de la información obtenida en los trabajos de campo los que luego fueron ordenados y sistematizados en una base de datos georeferenciada mediante el software QGIS.

Con la información obtenida y la heredada de investigaciones anteriores realizadas por el GECRU, se realizó la modelación matemática implementando el software WASP con el cual se plantearon escenarios e hipótesis utilizando como parámetros la temperatura del agua, la concentración de clorofila a ingresante al tramo inferior del río desde el embalse de Salto Grande, en épocas de crecida y estiaje, analizando el efecto de los nutrientes principales nitrógeno (N) y fósforo (P).

Actualmente se continúa con la investigación realizando nuevos trabajos de campo y la implementación de un nuevo software de modelación de la calidad del agua (HEC-RAS).

## **2. OBJETIVOS**

El objetivo general de esta línea de investigación es el estudio y evaluación de la dispersión y concentración de nutrientes y parámetros indicadores de calidad de aguas, durante eventos extraordinarios de floración algal sobre el río Uruguay en el tramo Concordia-Salto a Gualaguaychú-Fray Bentos, debido principalmente a las descargas puntuales y distribuidas provenientes de aguas residuales domésticas que son vertidas directa o indirectamente al sistema acuático.

## **3. UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio contemplada en esta investigación recorre el tramo del río Uruguay entre Concordia-Salto a Gualaguaychú-Fray Bentos, ilustrado en la siguiente figura N° 1. También se realizaron trabajos en el embalse Salto Grande a fin de determinar los parámetros necesarios para esta investigación.



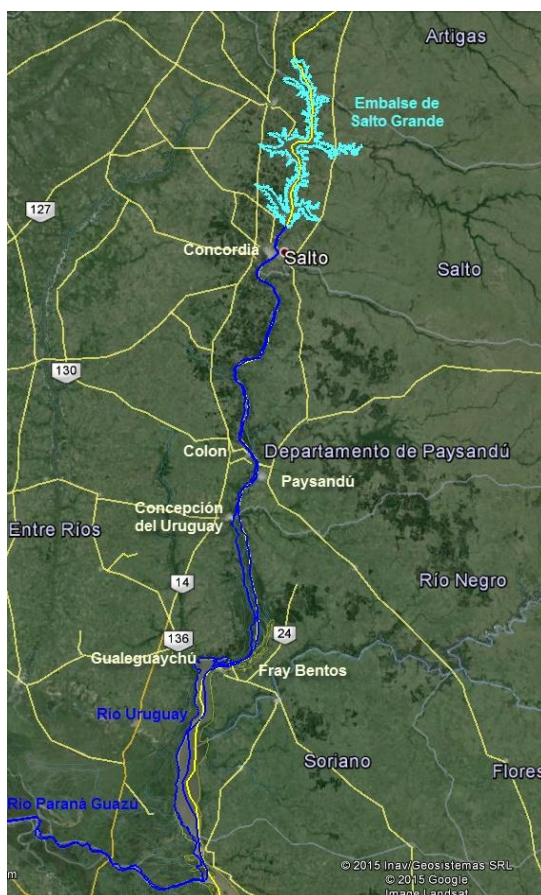


Figura N° 1. Ubicación del área de estudio y embalse de Salto Grande.

#### 4. MATERIALES Y METODOS

El presente análisis tiene como objeto realizar un relevamiento de la presencia de cianobacterias en el río Uruguay y su concentración en los puntos estudiados para luego contrastar estos valores con los resultados provistos por un software de modelación unidimensional de la evolución de la clorofila a y por otro lado obtener una base de datos georreferenciada a través del software específico.

##### 4.1. Equipamiento

Se ha utilizado el fluorómetro ligero y de mano, Aquafluor. Este posee un doble canal que permite al usuario medir ya sea fluorescencia o turbidez en una muestra.

Este equipo puede configurarse con cualquiera de los dos canales de la siguiente manera: en vivo, clorofila a, extracción clorofila a, las cianobacterias (o ficocianina ficoeritrina), turbidez, Rodamina WT, fluoresceína, Amonio, CDOM, brillantadores ópticos o PTSA.

Consta de un recinto donde se introduce una cubeta de sección cuadrada que contiene el elemento a analizar, una pantalla LCD de 2 líneas por 16 caracteres, y un teclado para operar el dispositivo.

Además se utiliza el Xplorer GLX como dispositivo de recepción y análisis de datos obtenidos desde los distintos sensores que a él se conectan, que genera una base de datos y entrega valores numéricos con las unidades que el usuario determine.



Figura N° 2. Aquafluor



Figura N° 3. Sensor de turbiedad



Figura N° 4. Xplorer GLX



Figura N° 5. Sensor multiparámetro

#### 4.2. Perfil patrón de muestreo

Como resultado de las experiencias realizadas, se estableció un patrón de muestreo que permitió obtener un conocimiento básico de la distribución de la clorofila a en cada uno de los puntos geográficos de muestreo, el cual consiste en tomar 4 muestras en sentido transversal a la orilla del río como se muestra en la Figura 6, cada una de ellas se lee 5 veces con el Aquafluor, y se toma nota de los valores obtenidos.

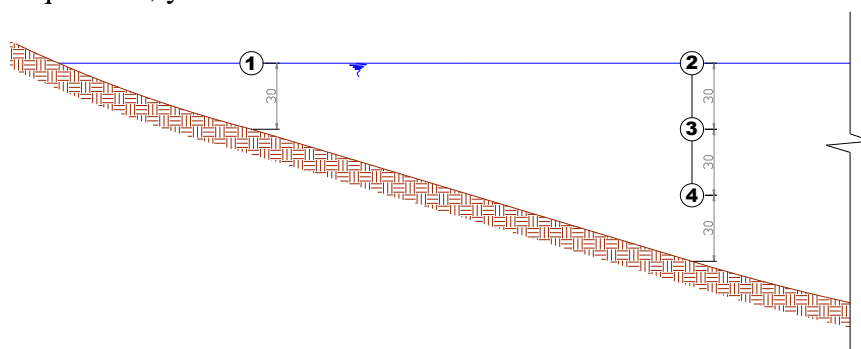


Figura N° 6. Perfil patrón de muestreo

Se realizó un análisis probabilístico de los valores obtenidos en las campañas, obteniendo promedios, medias y desvío estándar, permitiendo descartar valores que se encuentren fuera de la desviación estándar del muestreo realizado en cada punto geográfico, reduciendo así la posibilidad de tener datos erróneos o fuera de contexto.

#### 4.2. Muestreo en el tramo de estudio

Habiendo adoptado una metodología de muestreo mediante la utilización del perfil transversal, una nomenclatura de identificación de muestras, el correcto conocimiento del equipamiento y la identificación de los puntos en los cuales realizar las lecturas, se realizó una campaña abarcando 12 puntos a lo largo del tramo de estudio.

Se definió la ubicación geográfica de los puntos de muestreo considerando lugares que permitieran su acceso por vía terrestre y fueran zonas donde se desempeñen actividades, ya sea de uso recreativo, balnearios y campings o zonas de pesca, o bien donde existiera una toma de agua cercana destinada al agua de consumo; cabe destacar la importancia de la evaluación de puntos con estas dos últimas características para la presente investigación.

En la tabla 1 se presentan los rangos de los parámetros obtenidos en la primera campaña.

##### 4.2.1. Resultados obtenidos

Resumen de los valores máximos y mínimos obtenidos para cada parámetro en los muestreos realizados el día 5 de mayo de 2013.	Parámetros		Max	Min
	FL	Clorofila a*	168,4	35,9
	TW	Temperatura del agua (°C)	21,20	18,20
	TU	Turbiedad (NTU)	60,40	13,30
	TA	Temperatura ambiente (°C)	23,50	15,70
	PR	Presión atmosférica (HPa)	1026	1017
	VA	Velocidad del viento (m/s)	3,50	0,00

**Tabla N° 1.** Resultados de parámetros en el tramo de estudio.

(\*): Este instrumento calibrado mediante un sólido estándar, entrega valores relativos de lectura que son proporcionales a la concentración real de clorofila a en la muestra de agua.

##### 4.2.2. Relevamiento fotográfico (ejemplo)



**Figura N° 7.** Imagen del sitio de muestreo del punto P3-RU (Concordia)



**Figura N° 8.** Imagen del sitio de muestreo del punto P9-RU (Banco Pelay)

### 4.3. Muestreo en el tramo de estudio y embalse Salto Grande

Luego del muestreo realizado en el tramo de estudio se realizó un muestreo que permitiera comparar las condiciones en el embalse y en el río en una misma fecha y bajo las mismas condiciones climatológicas. La campaña abarcó 12 puntos de los cuales 4 correspondieron al embalse Salto Grande y 8 distribuidos a lo largo del tramo de estudio en el río Uruguay.

#### 4.3.1. Resultados obtenidos

Resumen de los valores máximos y mínimos obtenidos para cada parámetro en los muestreos realizados el día 26 de enero de 2014.	Parámetros		Max	Min
	FL	Clorofila a	450,6	30,2
	TW	Temperatura del agua (°C)	28,20	19,00
	TU	Turbiedad (NTU)	57,00	12,70
	TA	Temperatura ambiente (°C)	29,60	16,00
	PR	Presión atmosférica (HPa)	1018	1012
	VA	Velocidad del viento (m/s)	5,10	0,00

Tabla N° 2. Resultados de parámetros en el embalse Salto Grande.

#### 4.3.2. Relevamiento fotográfico



Figura N° 9. Estado del agua durante el muestreo



Figura N° 10. Obtención de muestra

## 5. SOFTWARE UTILIZADO PARA LA REPRESENTACIÓN DE LOS DATOS

### 5.1. Aplicación de Qgis

Para la elaboración de mapas de calidad de agua, y sistematizar la información geográfica disponible recopilada, se aplicó el Sistema de Información geográfica (SIG – QGIS), software de código libre para plataformas GNU/Linux, Unix, MacOS y Microsoft Windows.

#### 5.1.1. Información recopilada

La información recopilada se incorpora a archivos de formato shapefile (la que se obtuvo de bases de datos de campañas anteriores del GEGRU, de Entes Reguladores Binacionales y de

Municipios locales), siendo revisada y georeferenciada.

Los puntos de muestreo georeferenciados tienen asociados una base de datos en la que se incluyen valores de los parámetros esenciales para la presente investigación, los cuales son utilizados como base para la modelación matemática unidimensional. La modelación se realizó con el software WASP para estimar la variación de las concentraciones de parámetros de calidad del agua a lo largo de la zona de estudio, permitiendo comparar los resultados para diferentes escenarios.

### 5.1.2. Generación de mapas

Con los datos cargados en QGIS se generaron los mapas correspondientes a cada zona de muestreo identificando en ellos los datos característicos de un mapa cartográfico.

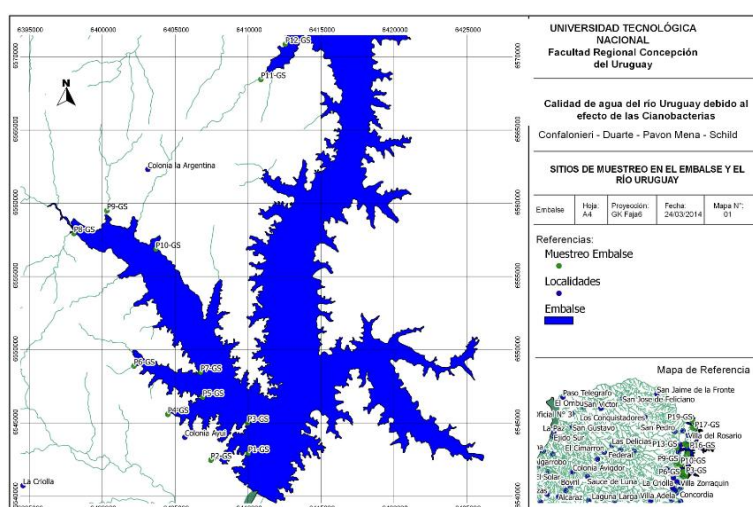


Figura N° 11. Mapa cartográfico

### 5.1.3. Discusión de resultados QGIS

#### 5.1.3.1. Análisis del Embalse de Salto Grande

Del análisis de la figura 11 obtenida de una modelación precedente a esta investigación realizada mediante la aplicación del modelo MIKE 3 del Danish Hydraulic Institute, se desprende que la mayor concentración de clorofila a se presenta en las entrantes que forma el embalse, es decir zonas donde el agua permanece en un estado de reposo más prolongado lo que favorece el aumento de la temperatura, y concentración de nutrientes [7].

Los valores obtenidos en las campañas realizadas durante el 2013-14 se pueden observar en la figura 12. Los resultados del modelo MIKE 3 se presentan en una escala de colores con la cual se expresa la concentración de clorofila a en el embalse de Salto Grande, variando desde el color azul (la menor concentración) hasta el color rojo (concentración más elevada), donde bajo estas condiciones los organismos responsables (Comisión Administradora del río Uruguay y Comisión Técnica Mixta de Salto Grande) recomiendan no realizar actividades



recreativas.

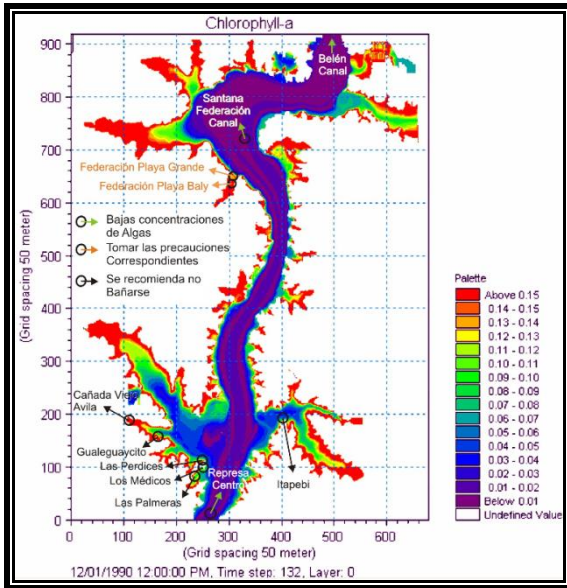


Figura N° 12. Ilustración de la concentración de Clorofila a obtenido mediante MIKE 3

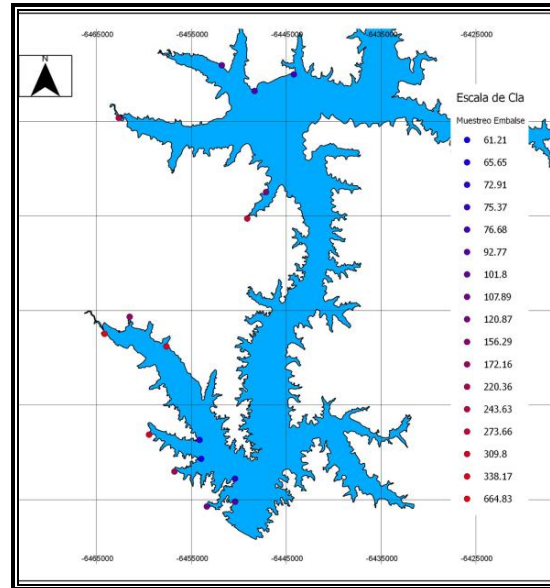


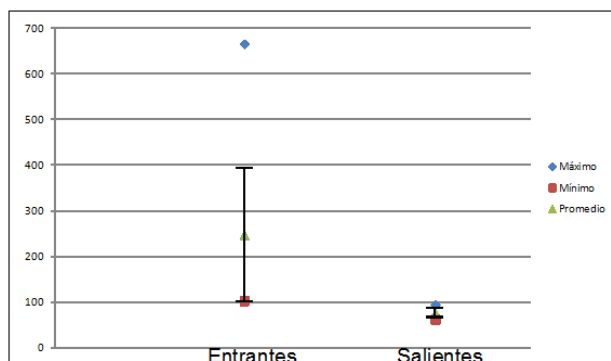
Figura N° 13. Ilustración de la concentración de Clorofila a representada mediante QGIS

En QGIS se adoptó la misma escala de colores y se logró referenciar las concentraciones presentes en cada punto de muestreo, a fin de denotar rápidamente en qué situación se encuentra el embalse para la fecha de muestreo. En base a los valores obtenidos de las campañas de muestreo realizadas en el embalse Salto Grande, se analizaron las variables estadísticas resultado la siguiente planilla de concentración de clorofila a.

Sitios Entrantes		Sitios Salientes	
P2-GS	107,89	P1 -GS	92,77
P4-GS	220,36	P3-GS	72,91
P6-GS	309,80	P5-GS	61,21
P8-GS	664,83	P7-GS	65,65
P9-GS	172,16	P15-GS	76,68
P10-GS	338,17	P16-GS	75,37
P11-GS	273,66	P17-GS	-
P12-GS	120,87	P19-GS	-
P13-GS	243,63	-	-
P14-GS	101,80	-	-
P18-GS	156,29	-	-
<b>Promedio</b>	246,31	<b>Promedio</b>	74,10
<b>Desvío Estándar</b>	160,76	<b>Desvío Estándar</b>	10,92
<b>Máximo</b>	664,83	<b>Máximo</b>	92,77
<b>Mínimo</b>	101,80	<b>Mínimo</b>	61,21

Tabla N° 3. Valores de muestreos realizado en el embalse Salto Grande

Lo observado en la Figura 12 respecto a la diferencia en la concentración de clorofila a en las entrantes y salientes (o puntas) que presenta el embalse, se ilustra en la Figura 14, que muestra los valores máximos, mínimos, promedio y desvío estándar para cada sector.

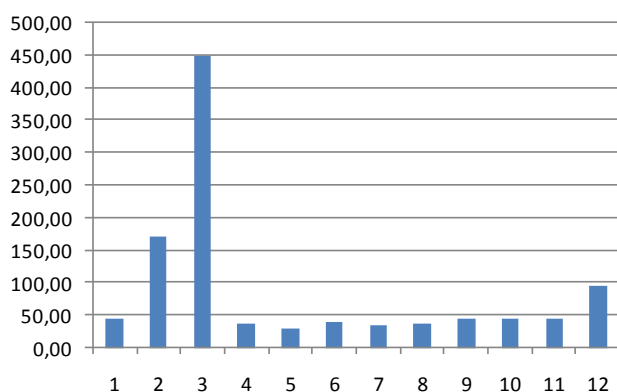


**Figura 14.** Representación de los valores máximo, mínimo, promedio y desvío estándar (líneas verticales) de los valores de concentración de clorofila a en las entrantes y salientes.

De los valores obtenidos en el muestreo, se observa en primer término, la diferencia de magnitud según la ubicación y en segundo lugar, que el mínimo en las entrantes es mayor que el máximo en las salientes, lo cual muestra claramente que la mayor probabilidad de presencia de cianobacterias se encuentra en las entrantes. El desvío estándar muestra una mayor uniformidad de las concentraciones en las salientes donde las aguas son más turbulentas.

### 5.1.3.2. Análisis del Río Uruguay

En las figuras 15 y 16 se presentan los valores de concentración de clorofila a obtenidos en el último muestreo (26-01-2014), el cual comprendió parte del embalse y del tramo de estudio del río Uruguay. Cabe destacar la diferencia que presentan los puntos analizados en el embalse, cuyos valores superan ampliamente los obtenidos en el tramo del río Uruguay, lo que evidencia que la zona ubicada aguas arriba de la represa es mayormente propensa a la presencia de cianobacterias y es donde se debe hacer mayor hincapié en su control y estudio.



**Figura N° 15.** Concentración de Clorofila a en el embalse y el río Uruguay (RU).

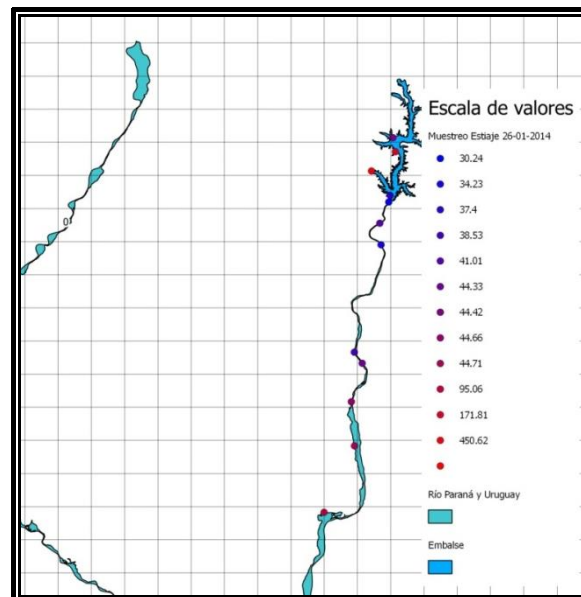


Figura N° 16. Ilustración de concentración de clorofila a en el RU obtenido en QGIS

## 5.2. Aplicación del modelo WASP

El software WASP es un sistema computacional capaz de predecir y simular el transporte de escalares presentes en diferentes cuerpos de agua.

En este proyecto la simulación se llevó a cabo en el primer nivel de complejidad, es decir cinética simple de eutrofización, la cual simula el crecimiento y la muerte de fitoplancton interactuando con uno de los ciclos de nutrientes.

Se adoptaron para la modelación el nitrógeno (N) y fósforo (P), pero como el contenido en la materia viva de dichos nutrientes posee la relación N:P = 14:1; de aquí se deduce que se necesita más nitrógeno que fósforo, por lo que este sería el deficitario. Por lo tanto, en este trabajo se ha considerado al fósforo como nutriente limitante del crecimiento de algas.

La simulación se basa en el modelado en aguas superficiales, no considerando el fenómeno de decantación, por lo que tampoco se consideró la zona béntica.

### 5.2.1. Escenarios, Hipótesis y Simulaciones

Se plantea la modelación de tres situaciones hidrométricas en el río Uruguay, *ESTIAJE*, *CRECIDA* y una tercera que se ajusta a la época en que se realizaron las campañas de toma de muestras para el proyecto (al que llamamos *MEDIO-INVERNAL*). Los primeros dos escenarios fueron modelados en verano, mientras que el tercero en invierno. La diferencia se basa en las horas luz de solar en el día y la temperatura ambiente.

Se adoptó para el escenario de estiaje un caudal de 1500 m<sup>3</sup>/s, para el escenario de crecida un caudal de 8000 m<sup>3</sup>/s, y para el escenario medio-invernal un caudal de 5000 m<sup>3</sup>/s, los mismos fueron generados por el GECRU, mediante el software unidimensional hidrodinámico MIKE11.



Para el nivel del embalse en la presa se adoptó un valor de 34 m de cota referida al cero IGN. Dado el formato de ingreso de datos hidrodinámicos del WASP, se discretizó al tramo de estudio (Uruguay superior – Uruguay Medio Principal – Uruguay inferior) en 68 segmentos volumétricos, cada uno con los datos brindados por el MIKE 11, los cuales son: caudal, nivel, velocidad, coeficiente de rugosidad, área, ancho, longitud y pendiente.

En cuanto a las descargas cloacales, se cargaron las correspondientes a las ciudades; Concordia-Salto, Colón, Paysandú y Concepción del Uruguay, para los distintos escenarios planteados. Los datos de caudales correspondientes a las descargas fueron tomados de la base de datos del grupo GECRU [6]. Se aplicó la interpolación para hallar el caudal del año en estudio, 2013, en función de las proyecciones de población (Tabla 4).

CIUDAD / PUNTO DE DESCARGA	TRAMO WASP	Qc [m <sup>3</sup> /s]
CONCORDIA	0-6400	0,340
SALTO	0-6400	0,173
COLON	115000-116000	0,037
PAYSANDU	125000-127000	0,199
CDELU	145000-146000	0,178

**Tabla N° 4.** Caudales medios diarios anuales para las distintas ciudades en estudio para el año 2013.

Para que éstos sean correctamente cargados en el WASP, se transformaron los mismos en cargas másicas. Luego, teniendo la información sobre concentraciones características de los distintos nutrientes de las aguas residuales en mg/L, se realizó el producto, obteniendo la carga másica kg/s y finalmente se convirtió en caudal másico diario kg/día.

*Hipótesis.* Existen dos parámetros importantes como hipótesis de modelización. Ellos son la clorofila a (Condición de borde – Represa Salto Grande), y la temperatura del agua (Parámetro físico del segmento).

Los mismos se establecieron como escenarios considerando los siguientes fundamentos:

- El aumento de la temperatura del agua es un parámetro fuertemente vinculado al crecimiento de floraciones algales. Los valores máximos y mínimos de temperatura de agua utilizados en las hipótesis, se determinaron mediante las campañas realizadas por el grupo.

- La clorofila a es un pigmento de las algas (Cianobacterias) que le da un color verde oscuro al agua, por lo tanto es un indicador fácilmente detectable que indica la presencia de algas en el agua. Por ello es importante tenerlo en cuenta para el planteamiento de las hipótesis, considerando el aporte desde el embalse de Salto Grande.

Para tener en cuenta estos dos parámetros se plantearon las siguientes hipótesis:

- H1: Temperatura mínima del agua (19 °C). Clorofila a mínima (37,4ug/L)
- H2: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila a mínima (37,4 ug/L)
- H3: Temperatura mínima del agua (19°C). Clorofila a máxima (100,6 ug/L)
- H4: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila a máxima (100,6 ug/L)

*Simulaciones con el WASP.* Para el análisis de la sensibilidad del WASP se adoptó el criterio de realizar 2 grupos de corridas, el A y el B. Estos grupos responden a dos configuraciones distintas de los Parámetros de Transformación. El grupo B consiste en una configuración más

conservadora de parámetros que el grupo A. Es decir, en el grupo A se tomaron en cuenta ciertos parámetros que se omitieron en el grupo B. Particularmente, en el grupo A se consideró la mortalidad de las algas, y en el grupo B no se incluyó la misma. Con este planteo, se busca analizar la influencia de los parámetros incluidos en el grupo A sobre los valores de salida que resultan de la modelación.

Con los tres escenarios y las cuatro hipótesis se crearon 10 archivos para simular con la configuración de parámetros del grupo A y 10 archivos para simular con la configuración de parámetros del grupo B descritas anteriormente.

Para los escenarios de estiaje y crecida se planteó la corrida de las cuatro hipótesis. Para el escenario de la época de muestreos, es decir medio-invernal, sólo se planteó la corrida de las hipótesis H1 y H3, esto debido a que la diferencia de los escenarios de crecida y de estiaje, en el escenario medio-invernal se consideró una modelación invernal y las hipótesis H1 y H3 son las que consideran temperaturas mínimas.

### **5.2.2. Procedimiento**

Lo primero que se hizo fue colocar las características específicas de la modelación. Se indicó el movimiento en una sola dirección del caudal (Net Flows). Se especificaron todos los datos habiéndose adoptado un lapso de un mes de modelación.

Se ingresaron al WASP los datos correspondientes a las condiciones iniciales de los parámetros en cada uno de los segmentos obtenidos de los antecedentes.

Las condiciones de borde propuestas para el problema, se correspondieron con los valores máximo y mínimo de la clorofila a, obtenidos de las campañas de muestreos que se realizaron para el presente estudio. Los demás parámetros fueron tomados de datos estadísticos pertenecientes al Ente Binacional.

Para cargar valores que pertenecen a la cinética de los constituyentes de la calidad del agua, se estudió exhaustivamente el WASP, y se definieron dichos valores razonablemente en función de los antecedentes bibliográficos. Se especificaron las constantes de la Irradiación solar correspondientes a la latitud media del área de estudio, considerando las horas de luz solar en verano como en invierno.

### **5.2.3. Post-procesador**

Una vez corrida la simulación se pueden analizar los datos de salida mediante el menú Post-processor. Se graficaron las curvas de las variables correspondientes a la subrutina EUTRO. En la pestaña Domain se especifica la variable independiente, que puede ser Time (Evolución de la variable a lo largo del tiempo) o Segment (Evolución de la variable a lo largo de los segmentos).

Se elige la variable a graficar y el segmento en función del cual está la variable. En caso de haber elegido en Domain la variable Time, en lugar de elegir el segmento se elige el día y hora de la curva a graficar.

A continuación se pueden observar las curvas que se hallaron para la corrida de Estiaje H1-B, tanto de clorofila a (CHL A) como de P total (Tot P), con la variable "time" y "segment" respectivamente (esta última permite representar la evolución espacial).

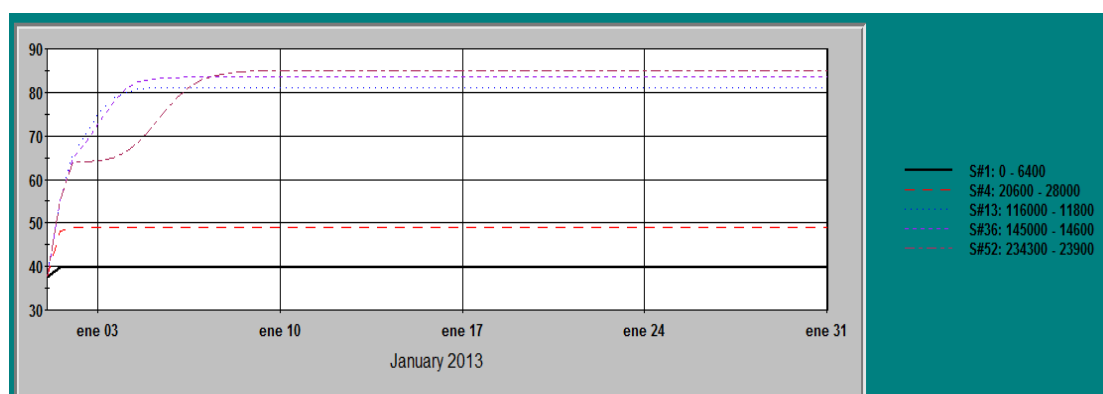


Figura N° 14. Curva de la Clorofila a en el tiempo, para los segmentos 1, 4, 13, 36 y 52

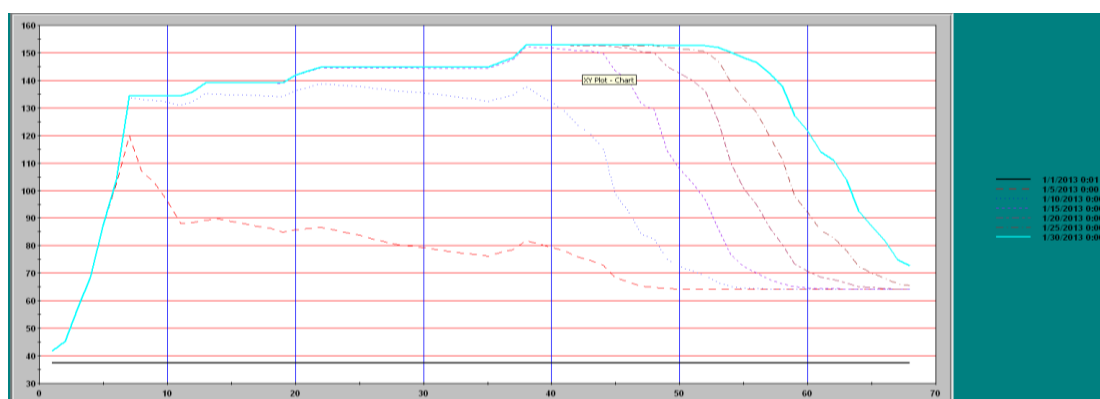


Figura N° 15. Curva de la Clorofila a en los Segmentos, para los días 1/03, 5/03, 10/03, 15/03, 20/03, 25/03 y 30/03/2013.

#### 5.2.4. Discusión de resultados WASP

Para una correcta visualización de resultados de las corridas se confeccionó una tabla por escenario. La misma posee los valores de las concentraciones de clorofila a y el Total de fósforo (Tot P), para diferentes segmentos, y para las dos configuraciones planteadas, A y B. A su vez, sobre las mismas se agregaron los análisis de las influencias entre hipótesis, configuraciones, y porcentaje de crecimiento relativo de los parámetros de salida.

La variable con mayor influencia en el crecimiento algal es la temperatura del agua, debido a que cuando la misma es máxima, la concentración de clorofila se duplica en relación con la concentración que ingresa desde el embalse (sea baja o alta). Esto se observó tomando en cuenta la tasa de mortalidad (configuración A).

Se apreció que el mayor crecimiento se da para la configuración A, para una máxima temperatura y máxima carga ingresante simultáneamente en la represa.

El salto (aumento) que se produce en la curva de clorofila a partir del segmento 4 (progresiva 26,4km, Concordia-Salto), se debe fundamentalmente a la tendencia del crecimiento algal que varía principalmente debido al efecto de las variables ambientales, y no tanto a las descargas

puntuales.

ESCENARIOS		ESTIAJE									
SEGMENTOS		1		4		13		36		52	
PARAMETROS DE SALIDA en TIME		CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P
Configuracion	HIPOTESIS	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]
A (Con Mortalidad)	1 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amin</sub>	37,986	0,066	41,307	0,066	62,813	0,064	61,133	0,066	51,887	0,062
	2 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amin</sub>	38,778	0,066	47,000	0,066	71,410	0,073	73,756	0,077	75,563	0,081
	3 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amax</sub>	101,335	0,114	105,357	0,113	103,575	0,110	97,678	0,109	93,032	0,110
	4 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amax</sub>	108,122	0,114	136,468	0,114	190,422	0,193	204,045	0,211	233,797	0,250
Incremento [%] (A)	H4 vs H3 Temp	6,70	-0,01	29,53	1,05	83,85	75,80	108,90	92,97	151,31	126,33
	H4 vs H2 CIA	178,82	71,09	190,36	72,46	166,66	163,73	176,65	173,71	209,41	207,75
Incremento [%] (A)	H2 vs H1 Temp	2,09	0,00	13,78	-0,07	13,69	14,93	20,65	16,62	45,63	30,90
	H3 vs H1 CIA	166,77	71,10	155,06	70,55	64,89	72,42	59,78	65,42	79,30	77,99
B (Sin Mortalidad)	1 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amin</sub>	41,775	0,067	68,452	0,067	139,148	0,104	146,421	0,110	152,143	0,114
	2 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amin</sub>	45,684	0,067	90,393	0,068	110,982	0,083	123,811	0,093	135,043	0,101
	3 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amax</sub>	106,142	0,114	137,950	0,114	169,353	0,127	176,917	0,133	183,442	0,138
	4 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amax</sub>	110,892	0,114	158,434	0,119	188,566	0,141	202,915	0,152	215,365	0,161
Incremento [%] (B)	H4 vs H3 Temp	4,48	0,00	14,85	4,26	11,34	11,35	14,70	14,69	17,40	17,37
	H4 vs H2 CIA	142,74	71,21	75,27	75,25	69,91	69,90	63,89	63,89	59,48	59,45
Incremento [%] (B)	H2 vs H1 Temp	9,36	0,00	32,05	1,86	-20,24	-20,24	-15,44	-15,44	-11,24	-11,48
	H3 vs H1 CIA	154,08	71,21	101,53	71,21	21,71	21,71	20,83	20,83	20,57	20,25

**Tabla N° 5.** Análisis de las configuraciones, hipótesis y concentraciones en Estiaje.

ESCENARIOS		CRECIDA									
SEGMENTOS		1		4		13		36		52	
PARAMETROS DE SALIDA en TIME		CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P	CHL A	TOT P
Configuracion	HIPOTESIS	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]	[ug/l]	[mg/l]
A (Con Mortalidad)	1 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amin</sub>	37,715	0,051	38,929	0,051	47,089	0,050	49,704	0,050	50,984	0,052
	2 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amin</sub>	38,136	0,051	41,031	0,051	57,108	0,052	57,754	0,054	60,174	0,061
	3 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amax</sub>	100,997	0,099	102,508	0,098	108,903	0,097	106,659	0,098	96,714	0,101
	4 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amax</sub>	101,739	0,099	106,108	0,098	110,095	0,102	108,975	0,104	103,941	0,108
Incremento [%] (A)	H4 vs H3 Temp	0,73	0,00	3,51	-0,01	1,09	5,13	2,17	5,83	7,47	6,94
	H4 vs H2 CIA	166,78	91,94	158,61	91,73	92,78	96,64	88,69	92,39	72,74	76,22
Incremento [%] (A)	H2 vs H1 Temp	1,12	0,00	5,40	-0,01	21,28	3,15	16,20	7,88	18,02	18,54
	H3 vs H1 CIA	167,79	91,94	163,32	91,73	131,27	92,94	114,59	96,12	89,69	95,34
B (Sin Mortalidad)	1 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amin</sub>	39,718	0,052	49,004	0,052	81,140	0,061	83,482	0,063	85,015	0,064
	2 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amin</sub>	41,735	0,052	59,541	0,052	79,257	0,059	83,554	0,063	86,380	0,065
	3 T <sub>min</sub> - CI <sub>Amax</sub>	103,573	0,099	115,107	0,099	141,090	0,106	143,736	0,108	145,464	0,109
	4 T <sub>max</sub> - CI <sub>Amax</sub>	106,100	0,099	127,680	0,099	148,442	0,111	156,599	0,115	156,599	0,117
Incremento [%] (B)	H4 vs H3 Temp	2,44	0,00	10,92	0,00	5,21	5,21	8,95	6,73	7,65	7,65
	H4 vs H2 CIA	154,22	92,00	114,44	92,00	87,29	87,29	87,42	83,59	81,29	81,28
Incremento [%] (B)	H2 vs H1 Temp	5,08	0,00	21,50	0,00	-2,32	-2,30	0,09	0,09	1,61	1,61
	H3 vs H1 CIA	160,77	92,00	134,89	92,00	73,89	73,93	72,18	72,17	71,10	71,10

**Tabla N° 6.** Análisis de las configuraciones, hipótesis y concentraciones en Crecida.

En casi todas las modelaciones la concentración de clorofila a es mayor cuando se utiliza la configuración B (sin tasa de mortalidad) que la A (c/tasa de mortalidad), esto sucede debido al efecto de saturación de las algas.

En crecida si el embalse aportara una concentración alta (por ejemplo del orden de 100 ug/L), la misma no se modificaría en el río (es decir, la mortalidad adoptada considerando la tasa típica adoptada sería similar a la tasa de crecimiento), mientras que si la concentración ingresante fuera baja (37 ug/L), la misma tendería a crecer hasta llegar a los 50 a 60 ug/L, mostrando una leve tendencia a la eutrofización por encima de lo que el embalse aporta.

Se observó un crecimiento menor de clorofila a en el escenario de Estiaje que en el de Crecida, lo cual es razonable, dado que el tiempo de residencia de las algas en el río es menor en crecida (lo recorren más rápido), por lo que hay menos tiempo para los procesos.

Una elevada temperatura influye en gran medida sobre el incremento de Tot P.

En el escenario de Estiaje, hipótesis 4 (Tmax y Chl a max), comparando el Tot P en las configuraciones A y B, se observó que la concentración de P es mayor en A que en B. Esto sucede debido a que, por el proceso de respiración del fitoplancton, se libera fósforo inorgánico, provocando así un aumento de la concentración del mismo en el agua.

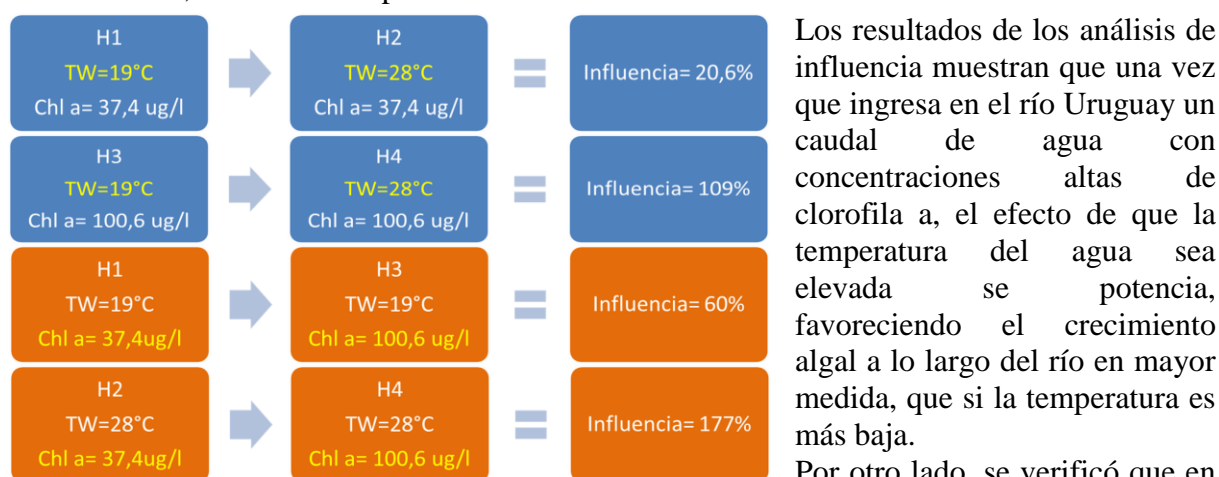
## 6. CONCLUSIONES

Con lo observado, analizado, y estudiado en función de los resultados de los muestreos, a partir de los cuales se generó la base de datos cargada y sistematizada en QGIS, se pudo determinar que los valores de concentración de clorofila a presentes en el embalse de Salto Grande acusan una marcada variación dependiendo de si la muestra fue tomada en una entrante o en una saliente. Esto se debe a que en las entrantes se presentan aguas con mayor quietud y tiempo de permanencia, generando un microclima apto para la proliferación de las cianobacterias.

Por otro lado, se observó que existe una variación muy marcada con respecto a las concentraciones de clorofila a entre la zona ubicada aguas arriba de la represa y la zona ubicada aguas debajo de la misma.

Cabe destacar que en los lugares donde las concentraciones son altas se encuentran balnearios, centros turísticos y tomas de agua las que pueden ser afectadas por las algas con lo que ello significa para la salud humana y el normal desempeño de sus actividades socio-económicas.

A modo de ejemplo, se presenta en el gráfico siguiente, la influencia de los parámetros asumidos en los diferentes escenarios, en la concentración de clorofila a, en el segmento 36, correspondiente a Concepción del Uruguay, para una situación de estiaje, considerando mortalidad de las bacterias. Los valores de “influencia” representan el incremento de esta concentración, al cambiar un parámetro.



de estiaje, lo cual se debe presumiblemente al menor tiempo, o de residencia del agua en crecida dentro del cauce en el tramo modelado.

Con el total de valores hallados se ha cumplido con el primer nivel de aproximación del modelo matemático WASP. Se logró entonces, la configuración adecuada del modelo para las condiciones que se presentan en el río Uruguay. Se propone que en las siguientes etapas investigativas se sigan realizando campañas de muestreos para una correcta calibración del modelo y lograr así que el programa simule la reacción del río Uruguay aguas abajo de la represa, frente a los diferentes escenarios climáticos e hidrológicos, para así poder realizar estudios predictivos de la calidad de las aguas del Río Uruguay.

## REFERENCIAS

- [1] P. Echlin, El alga verde-azul. *Scientific American*.
- [2] Guías para ambientes seguros en aguas recreativas, Vol. 1: Aguas costeras y aguas dulces, Universidad Nacional Autónoma de Honduras
- [3] Lic. Mariela Caneo. Cianobacterias y Cianotoxinas, *Manual profesional y técnico de cianobacterias y cianotoxinas*, Red Cyanosur. <http://www.icaa.gov.ar/>
- [4] Cianobacterias Planctónicas del Uruguay, Manual para la identificación y medidas de gestión, Oficina regional de ciencia de la UNESCO para América latina y el Caribe
- [5] Artículo PID UNER 8050, Facultad de Ciencias de la Alimentación, Universidad Nacional de Entre Ríos (2008-2010)
- [6] Alejandro Zabalett, Impacto del tratamiento de aguas residuales sobre la calidad bacteriológica de las aguas del río Uruguay en el tramo Concordia - Concepción del Uruguay, Tesis Mg (2014).
- [7] Julio C. Cardini, Alejandro Zabalett, Cecilia M. Cardini, Daniel Mársico y Néstor Oliver, Modelación Matemática Bidimensional del Proceso de Eutrofización del Embalse de Salto Grande (2013).
- [8] Universidad Veracruzana, Manual operativo para la utilización del sistema de información geográfica Quantum GIS 1.8.
- [9] Tim A. Wool, *Water Quality Analysis Simulation program (WASP)*.
- [10] Instituto Nacional del Agua y del Ambiente, AIDIS Argentina, Seminario "Criterio de selección de Tecnologías de Depuración de Líquidos Cloacales".

## ESTRATEGIAS PARA LA GESTIÓN INTEGRADA DEL RECURSO HÍDRICO: APLICACIÓN Y COMPARACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA

Coppo, Gabriela F.<sup>1</sup>; Speltini, Cristina<sup>1</sup>; Martínez, Nahuel<sup>1</sup>;  
Miño, Romina<sup>1</sup>; Machalec, Jorge<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Química  
Facultad Regional Avellaneda  
Universidad Tecnológica Nacional  
Ramón Franco 5050, CP 1874, Villa Domínico, Buenos Aires  
e-mail: gcoppo@fra.utn.edu.ar  
e-mail: cspeltini@fra.utn.edu.ar

**Resumen.** *La Gestión Integrada del Recurso Hídrico se define como un proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales. La GIRH promueve que para alcanzar una gestión efectiva de los recursos hídricos es necesario el abordaje de forma integral y con continuidad temporal. Durante cuatro años consecutivos fueron realizados en forma progresiva estudios sobre el área comprendida entre los tramos a cielo abierto de los arroyos Sarandí y Santo Domingo abarcando todas sus expresiones: bióticas, no bióticas y sociales. El presente trabajo propone presentar la evolución de las investigaciones en lo referente a calidad de aguas superficiales y la aplicación y comparación de diferentes Índices de Calidad de Agua (ICA) para el abordaje de la GIRH. Dichas estrategias permitieron optimizar y consolidar los estudios previamente realizados como así también líneas tendientes a la armonización en el uso de ICA. Asimismo, se presentan los estudios efectuados sobre el arroyo Santo Domingo. Los registros y resultados obtenidos permiten detectar el alto grado de degradación de los arroyos.*

**Palabras clave:** Calidad de Agua Superficial, Índices de Calidad de Agua, Armonización, Gestión Integrada del Recurso Hídrico

### 1. INTRODUCCIÓN

El agua es un factor determinante para toda forma de vida cumpliendo la función básica de mantener la integridad del entorno natural, incluyendo al hombre que lo habita. Al mismo tiempo, el agua es solo uno de los recursos naturales vitales y es por ello que los temas hídricos no deben ser tratados de forma aislada. Esta aproximación a la comprensión del agua y su gestión conduce a los fundamentos de la Gestión Integrada del Recurso Hídrico (GIRH)

que deja de validar el tratamiento tradicional fragmentado y asume un enfoque holístico para la gestión del agua.

La GIRH se define como un proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas.

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) indica que GIRH es un proceso sistemático para el desarrollo, asignación y monitoreo de los usos del agua, de acuerdo con objetivos sociales, económicos y ambientales que buscan el desarrollo sostenible[1].

Como primera medida, la GIRH es una filosofía, exige que las personas involucradas intenten cambiar sus prácticas de trabajo.

La GIRH ha sido la base de las reformas del sector hídrico en muchos países y se ha propuesto como un proceso o un enfoque para guiarlos hacia una gestión más sostenible de los recursos hídricos.

Cuando se habla de gestión sostenible de los recursos hídricos, es de fundamental importancia evaluar el progreso y efectividad de dicha gestión.

Una de las herramientas recomendadas para dichas evaluaciones son los indicadores.

Los indicadores apropiados permiten cuantificar tanto el proceso como los resultados deseados de la gestión de los recursos hídricos. Proporcionan una herramienta efectiva para medir progreso y rendimiento.

Un indicador es la representación de una tendencia que permite cuantificar el cambio de un sistema a través del tiempo. Generalmente, se centra en un pequeño conjunto de parámetros simples, que permiten descomplejizar la información para así proporcionar una comprensión más accesible de los cambios producidos en el sistema estudiado.

Como la GIRH da relevancia al enfoque integrado, los indicadores, bien seleccionados, no sólo pueden ayudar a los responsables de gestión a mantener un enfoque en las áreas de trabajo más relevantes y a tomar decisiones estratégicas sino también desempeñan una función importante para mantener a los grupos de interés informados sobre el progreso y rendimiento del sistema de gestión de los recursos hídricos.

Los criterios de selección de los indicadores deberán obedecer a objetivos trazados, si bien los mismos pueden cambiar con el tiempo para reflejar el estado de la cuenca hídrica. No todos los indicadores pueden cumplir con todos los criterios y los criterios pueden cambiar por diferentes circunstancias. En una primera etapa se pueden medir aquellos parámetros físico-químicos más relevantes y cuyas técnicas analíticas estén estandarizadas y requieran de menores recursos de infraestructura y financieros para ser implementadas. En etapas posteriores se pueden ir incorporando indicadores que atiendan a cumplimientos de normativas y objetivos de calidad.

En el contexto del presente trabajo en donde el tema de competencia es la gestión de los recursos hídricos, un criterio de gran alcance es que los indicadores se deben relacionar con los objetivos de la gestión de los recursos hídricos de las cuencas fluviales y deben ser:



- ✓ Simples, de fácil medición, comprensibles y aplicables: La información que se utiliza para los indicadores debe tener un formato fácil de utilizar y que los parámetros puedan ser cuantificados con técnicas estándar.
- ✓ Sólo los necesarios: Debe tenerse en cuenta que la capacidad para medir e informar depende de los recursos financieros es por ello que no es conveniente sobredimensionar la cantidad de parámetros a medir.
- ✓ Pueden utilizar la información existente
- ✓ Se relacionan en la escala adecuada: El indicador debe medirse en una escala adecuada, tanto temporal como espacialmente.
- ✓ Detectar cambios. Si el indicador no es capaz de detectar los cambios, deberá ser sustituido por otro que si lo haga.
- ✓ Comparables, repetibles y justificables en tiempo y lugar: La GIRH se implementa mediante un conjunto de principios comunes, y el progreso y rendimiento de la implementación de la GIRH se mide por medio de indicadores comparables entre las cuencas fluviales e incluso entre países. Esto mejorará la gestión de los recursos hídricos transnacionales, así como las medidas nacionales de progreso con la reforma del sector hídrico[2].

En tal sentido es pertinente contemplar que la etapa de seguimiento y evaluación de los resultados está enfocada a realizar el monitoreo de las variables ambientales por medio de un sistema de indicadores apropiado.

Por otra parte, la coordinación, investigación, desarrollo tecnológico, información y la participación son elementos sustanciales para hacer posible la gestión integrada del agua.

Para que la implementación de la GIRH sea exitosa debe realizarse de manera continua, gradual y concertada.

A efectos de formalizar el cumplimiento de las acciones y ejes programáticos acordados de forma participativa y realizar su posterior seguimiento y evaluación, es de importancia que se tengan en cuenta los intereses y valores de los diversos actores involucrados. La GIRH debe ser formulada como un proceso cíclico en donde cada etapa puede verse como un hito, dentro de un proceso de largo plazo, en el cual se documenta el estado en que el proceso se encuentra.

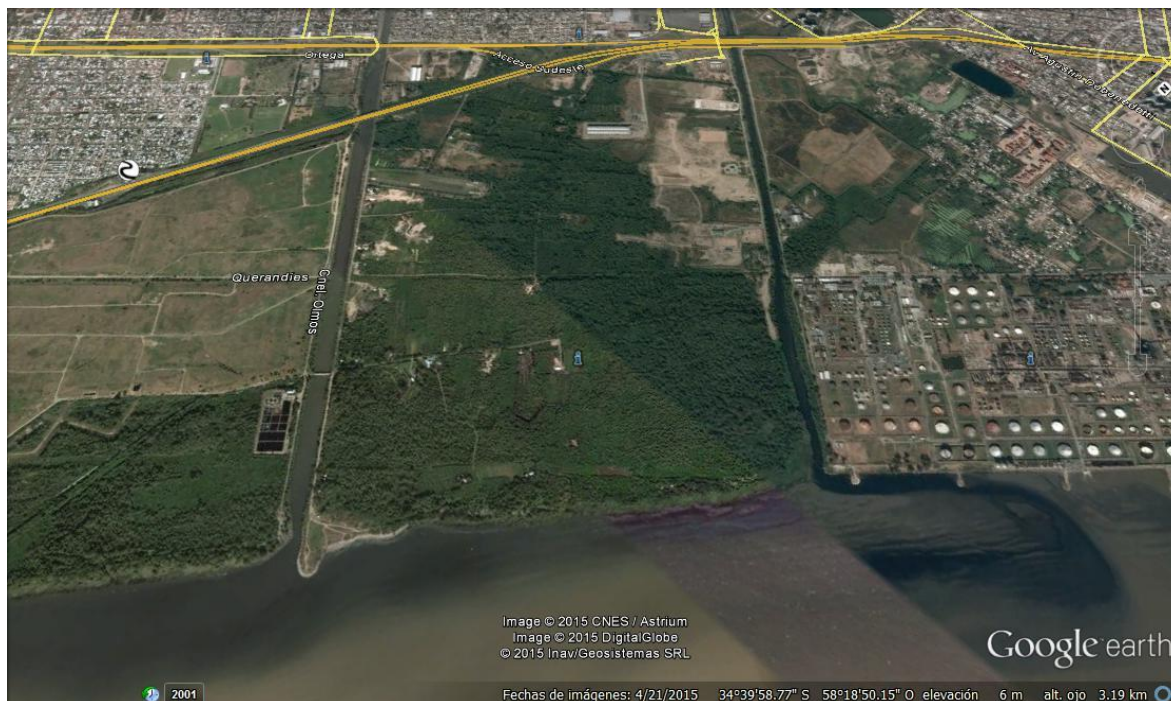
## **2. CASO ESTUDIADO**

En la Región Metropolitana de Buenos Aires se localizan las cuencas de los arroyos Sarandí y Santo Domingo, ambos cauces forman parte de la llamada Cuenca de la Zona Sur, entubados casi en la totalidad de su recorrido. La morfología y el funcionamiento natural del sistema de la región se hallan modificados substancialmente por la gran urbanización, y el drenaje original fue alterado con la canalización y entubamiento de los cursos de agua.

En forma unívoca padecen diversos factores de presión, funcionando como colectores pluviales, recibiendo además vertidos cloacales e industriales y en la zona aguas abajo se encuentran a cielo abierto y descargan en el Río de la Plata.

En el sector a cielo abierto, dichos arroyos conforman un escenario de características netamente diferenciadas: viñedos costeros y selva en galería entre sus cauces; en contraste con

la margen norte del arroyo Sarandí en donde se encuentra asentado el polo petroquímico Dock Sud, mientras que en la margen sur del arroyo Santo Domingo se sitúa un predio que funcionó como relleno sanitario.



**Figura 1.** Imagen satelital área en estudio

La cuenca del arroyo Sarandí se extiende sobre los partidos de Avellaneda, Lanús, Lomas de Zamora y Almirante Brown. La longitud de su cauce principal es aproximadamente 20 km con una superficie aproximada de 40 km<sup>2</sup>.

En sus orígenes el arroyo Sarandí nació en la localidad de Longchamps, partido de Almirante Brown, con el nombre Las Perdices. Luego de recibir como afluente al arroyo Galíndez, a la altura de Lanús, se convertía en el Arroyo Sarandí hasta su desembocadura al Río de la Plata. Luego de la obra “Saneamiento de la Cuenca del arroyo Sarandí y Santo Domingo, 2º Etapa-Desviación del arroyo Las Perdices”, en la cual el arroyo Las Perdices fue entubado y conectado al arroyo Santo Domingo, se modificó el sistema de su cuenca.

En la actualidad, todo el sistema se encuentra entubado desde sus nacientes hasta su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí. A partir de este punto hasta su desembocadura en el Río de la Plata, el arroyo se encuentra rectificadado y a cielo abierto (Canal Sarandí).

La cuenca del arroyo Santo Domingo nace como arroyo Las Piedras en la localidad de Glew y recibe como principal afluente al arroyo San Francisco, mientras que, el arroyo Las Perdices, originariamente de la cuenca del arroyo Sarandí, se encuentra interconectado mediante un sistema de conductos rectangulares[3].

La cuenca hidrográfica a la que pertenece comprende el sector meridional del conurbano bonaerense, incluyendo principalmente los partidos de Avellaneda, Quilmes, Florencio Varela y Almirante Brown, abarca aproximadamente 200 km<sup>2</sup>, con una extensión de aproximada de 23 km. Los arroyos Las Piedras y San Francisco en su mayor parte se encuentran a superficie libre desembocando a canales rectificad

En el curso inferior ha sido canalizado y rectificado y está interconectado al arroyo Sarandí, hallándose los últimos 2,5 km a cielo abierto.

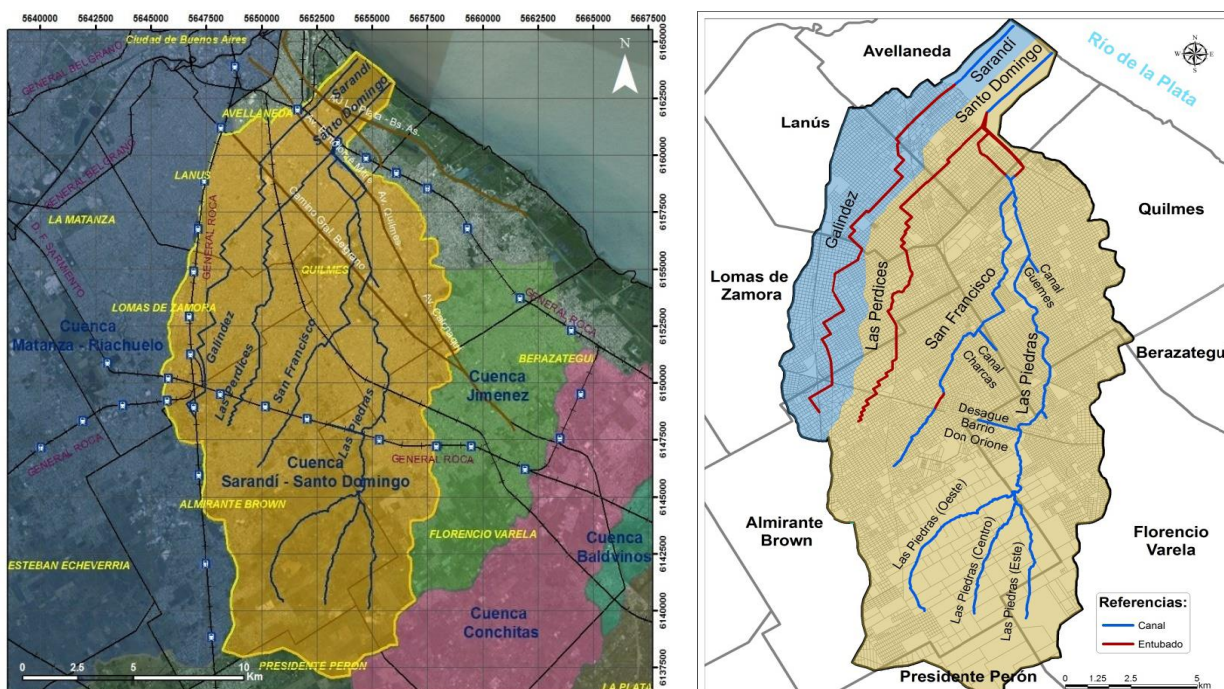


Figura 2.- Cuenca Sarandí – Santo Domingo. Fuente INA [4].

En cuanto al tema de competencia, es de destacar lo expresado en el informe de Evaluación de Impacto Ambiental del Plan Director de Saneamiento de la empresa AySA [5], que del análisis de las variaciones de calidad y cantidad de contaminantes de las descargas al Río de la Plata, surge que existen volcamientos puntuales de sustancias, aparentemente ajenos a la actividad domiciliaria (efluentes industriales) y que se traducen en picos de concentración de amonio, grasas, metales pesados, etc.

Se señalan, entre todas estas descargas, el río Reconquista (que vierte sus aguas en el río Luján), el Riachuelo, los arroyos Sarandí y Santo Domingo y el aliviador del arroyo Jiménez, como los aportes más relevantes en el sector.

Desde la desembocadura del Riachuelo y principalmente desde los Arroyos Sarandí y Santo Domingo, en el Partido de Avellaneda, se desprenden masas de aguas negras con registros que evidencian un alto grado de contaminación del tipo industrial y urbano, tanto en aspectos químicos como bacteriológicos.

Desde el año 2010, el grupo de investigación de Ingeniería Química de la UTN-FRA viene realizando, en forma continua y progresiva, estudios sobre el área comprendida por los tramos a cielo abierto de los arroyos Sarandí y Santo Domingo. Se intervino en forma integral sobre varios atributos físico-químicos, biológicos y sociales entre los cuales se encuentra el vinculado a calidad de aguas. Al respecto, la primera fase del estudio abarcó el período 2010-2012 y se abocó al estudio de calidad de agua del tramo a cielo abierto del arroyo Sarandí conformado por un total de 20 campañas de muestreo.

Atento a realizar los análisis de resultados de las campañas de muestreo realizadas, se consideró la forma habituada de establecer la calidad de un cuerpo de agua comparando las características físico-químicas y bacteriológicas halladas contra estándares establecidos para diferentes usos. En el caso de los arroyos en estudio dicha comparación no es posible de realizar en forma directa dado que no existe normativa de referencia para los mismos.

Tampoco constaban datos de calidad de aguas históricos que permitiesen conocer el estado natural original del arroyo y que posibiliten la comparación con su estado actual.

De acuerdo a lo expuesto se contemplaron dos enfoques:

- Considerar al arroyo como cuerpo receptor y comparar con la normativa provincial (336/2003 ANEXO II), como así también considerar el arroyo como descarga al Río de la Plata y comparar con la normativa que rige para dicho recurso hídrico (Res 42/2006) [6].

- Adoptar el criterio de elaborar Índices de Calidad de Agua (ICA).

Para complementar el estudio se aplicaron los dos modelos propuestos para el cálculo de ICA a datos relevados de la fuente pública del Acumar, en puntos de muestreo geográficamente equivalentes del Riachuelo y el arroyo Sarandí, a efectos de su comparación.

De esta primera etapa los resultados más relevantes obtenidos para el arroyo Sarandí fueron: el análisis de la calidad del agua, que involucra la descripción de la variación temporal y espacial de sus constituyentes de acuerdo a los diferentes criterios de aplicación de normativas, revelaron que un conjunto de ellos, tales como coliformes fecales, DBO<sub>5</sub>, DQO, parámetros del grupo del nitrógeno y fósforo, sulfuros, en algunos casos metales pesados se encuentran fuera de los límites de dichas normativas.

Los resultados obtenidos de los dos modelos empleados para calcular el Índice de Calidad de Agua, reflejaron que para el arroyo Sarandí tanto en los análisis temporales como espaciales, la calidad de sus aguas varía entre mala y muy mala.

La variación promedio entre los dos modelos propuestos mostró una variación promedio entre ellos de sólo 1,5 puntos

La comparación de los resultados de ICA entre la cuenca Matanza- Riachuelo y el arroyo Sarandí revelaron una calidad de aguas inferior del último.

Los registros relevados y resultados obtenidos constituyen una base de datos hasta el momento inexistente, que permiten detectar el grado de contaminación del arroyo.

## 2. METODOLOGÍA

A partir del año 2013 se incorporó al monitoreo de calidad de agua el arroyo Santo Domingo con la realización de 6 campañas bimestrales. Dado que los arroyos Sarandí y Santo Domingo forman entre ellos un área de características espaciales bien definidas, los puntos de muestreo



del arroyo Santo Domingo fueron seleccionados contemplando una traza equidistante respecto al arroyo Sarandí. La Figura 2 muestra los puntos de muestreo en el sector a cielo abierto de ambos arroyos.



**Figura 3.** Imagen satelital con la ubicación de los sitios de toma de muestras

Debido a que la salida de la canalización del arroyo se encuentra segmentada, en el flujo de salida se visualiza una pronunciada heterogeneidad en ambas márgenes, es por ello que se realizaron tomas de muestras en la margen derecha y en la margen izquierda designándolas Punto 1A y Punto 1B respectivamente

Del mismo modo que en los monitoreos precedentes, todas las campañas de muestreo se realizaron en condiciones de bajante del Río de la Plata.

Las determinaciones analíticas sobre las muestras de agua fueron efectuadas en el laboratorio de Ensayos Especiales de la Universidad Tecnológica Nacional de la Facultad Regional Avellaneda (UTN-FRA), Departamento de Ingeniería Química, según Métodos Estandarizados[7].

Como bien se ha mencionado, en el caso en estudio se presentó la dificultad de que no existe normativa específica para determinar la calidad de sus aguas, esto no es sólo excluyente a los cursos monitoreados.

Por otra parte, si bien es necesario contar con normativa que fije parámetros de calidad para los cursos de agua, esto responde sólo a establecer si un cuerpo de agua excede o no los límites establecidos, sin embargo, no da respuesta al grado de contaminación en caso de que la hubiere. Es por ello que se consideró adoptar la aplicación de Índices de Calidad de Agua . Se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos metodológicos:

- Aplicar diferentes ICA del tipo multimétricos rígidos y que no requieran para su cálculo normas de referencia, tal lo realizado y puesto a prueba en la primera etapa de estudio del arroyo Sarandí
- Aplicar un ICA de tipo multimétrico flexible.
- Realizar comparaciones entre todos los ICA utilizados.
- Realizar comparaciones entre los arroyos en estudios.

Los Índices de Calidad de Agua (ICA) se definen como la expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que sirven para estimar la calidad del agua. Si la selección y aplicación del ICA es adecuada, el valor arrojado puede ser representativo, indicando el nivel de contaminación y permitiendo la comparación con otros para enmarcar rangos y detectar tendencias. Si bien los ICA deben ser tomados con precaución y en forma crítica, son una herramienta muy útil dada su capacidad para sintetizar información variada y compleja, haciéndola fácilmente entendible, no sólo para el campo científico sino además al público en general y los responsables de la gestión de los recursos[8].

La estructura de cálculo de la mayoría de los ICA se basa en la normalización de los parámetros que los conforman de acuerdo con sus concentraciones, para su posterior ponderación en función de su importancia en la percepción general de la calidad agua; se calculan mediante la integración de las ponderaciones de los parámetros a través de diferentes funciones matemáticas.

Los modelos seleccionados para los cálculos de los ICA fueron National Sanitation Foundation-NSF [9] y el utilizado por Pesce y Wunderlin para el estudio del río Suquía en la Provincia de Córdoba [10]. Estos modelos dan respuesta a aquellos casos donde no hay normativa de referencia.

El ICA NSF de Estados Unidos fue desarrollado en 1970 en base a la metodología Delphi. Consiste básicamente en la asignación de factores de ponderación a parámetros físicos, químicos y biológicos. Para su cálculo se aplica el producto ponderado, conocido como ecuación de tipo multiplicativo. Estas expresiones son más utilizadas que las ecuaciones de tipo aditivo o suma ponderada dado que estas son menos sensibles a variaciones extremas de la calidad de agua motivo por el cual no son recomendables para aguas superficiales sometidas a cambios bruscos y extremos como los casos en estudio.

La técnica de investigación Delphi es utilizada comúnmente en paneles de expertos. Para la obtención del índice se llevaron a cabo tres estudios.

En el primero, se presentaron 35 variables a incluir en el índice; que fueron analizadas por los expertos y clasificadas en tres categorías de acuerdo a si el parámetro debía ser: “no incluido”, “indeciso” o “incluido”. Las variables seleccionadas a incluir debían ser calificadas entre 1 y 5 de acuerdo a su impacto sobre la calidad del agua, siendo uno la calificación para aquel que tuviese mayor impacto.

En un segundo estudio, se presentó la evaluación comparativa de las respuestas dadas por todos los expertos. Como resultados se identificaron 9 variables importantes: Oxígeno Disuelto, DBO5, Coliformes Fecales, pH, Nitratos, Fosfatos, desviación de la Temperatura,

Turbidez y Sólidos Totales.

Se elaboraron gráficos que representaban la variación de la calidad del agua con un rango de valores para cada parámetro escogido. Los niveles de Calidad de Agua tuvieron un rango de 0 a 100 que fueron localizadas en las ordenadas y los diferentes niveles de las variables en las abscisas. Estas curvas son conocidas como “Relaciones Funcionales” o “Curvas de Función.

National Sanitation Foundation (NSF)	Pesce y Wunderlin (PyW)
$ICA = \sum SiWi$	$ICA = \sum CiPi / \sum Pi$
pH – DBO <sub>5</sub> -TDS - Oxígeno Disuelto Fosfatos - Nitratos -Turbidez Diferencia de Temperatura Coliformes Fecales	pH – DBO <sub>5</sub> -TDS - Oxígeno Disuelto Fósforo total - Nitratos- Nitritos Amonio – Sulfatos- Conductividad DQO - Temperatura

**Tabla 1.** Parámetros considerados para el cálculo de ICA

Como modelo multimétrico flexible fue seleccionado el ICA del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME) [11].

En Canadá, en el año 2001, se armonizaron las mediciones de calidad de agua mediante la implementación de un ICA que adoptó el modelo conceptual del British Columbia Index.

Este índice está basado en la adquisición de objetivos dados por la legislación con el fin de proteger todos sus usos. Los objetivos están basados en criterios de calidad de agua y tienen en cuenta su calidad natural, así como las cargas residuales a las que pueden ser expuestas.

El índice está fundamentado en tres factores que están involucrados en la medición de los logros de objetivos de calidad: alcance, frecuencia y amplitud.

Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente(CCME)		
Alcance	Frecuencia	Amplitud
$F_1 = (\text{Variables Fallidas} / \text{Total Variables}) \times 100$	$F_2 = (\text{Test Fallidos} / \text{Total de Test}) \times 100$	$F_3 = nse / (0,01nse + 0,01)$ excursión = (Valor Fallido/Objetivo) - 1 $nse = \sum \text{excursión} / \text{Total de Test}$
$ICA = 100 - [(F_1^2 + F_2^2 + F_3^2)^{1/2}] / 1,732$		

**Tabla 2.** Procedimiento para el cálculo del ICA CCME

F<sub>1</sub>: Representa el número de objetivos no alcanzados.

F<sub>2</sub>: Representa la frecuencia de los objetivos no alcanzados.

F<sub>3</sub>: Representa la cantidad de objetivos no alcanzados.

Dado que el modelo de cálculo de ICA CCME contempla el empleo de normativa de calidad de aguas se adoptó el criterio de estimar el arroyo como descarga al Río de la Plata y comparar con la normativa que rige para dicho recurso hídrico (Res 42/2006).

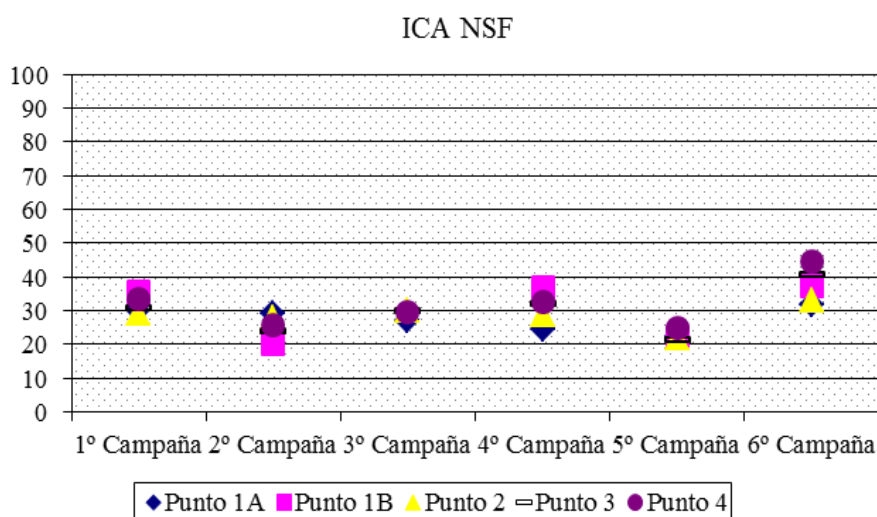
Por otra parte, si bien el modelo es flexible en orden cuantitativo de parámetros, se utilizaron sólo aquellos utilizados en los otros modelos seleccionados.

Los parámetros considerados para el cálculo del ICA Canadiense fueron: pH – DBO<sub>5</sub> - Amonio - Oxígeno Disuelto- Fósforo total –Nitratos- Turbidez – Coliformes Fecales  
 Todos los modelos proponen una valoración mediante una escala entre 0 -100.

ICA NSF/PyW	Calidad	ICA CCME	Calidad
91-100	Excelente	95-100	Excelente
71- 90	Buena	80- 94	Buena
51-70	Media	65-79	Razonable
26-50	Mala	45-64	Marginal
0-25	Muy Mala	0-44	Pobre

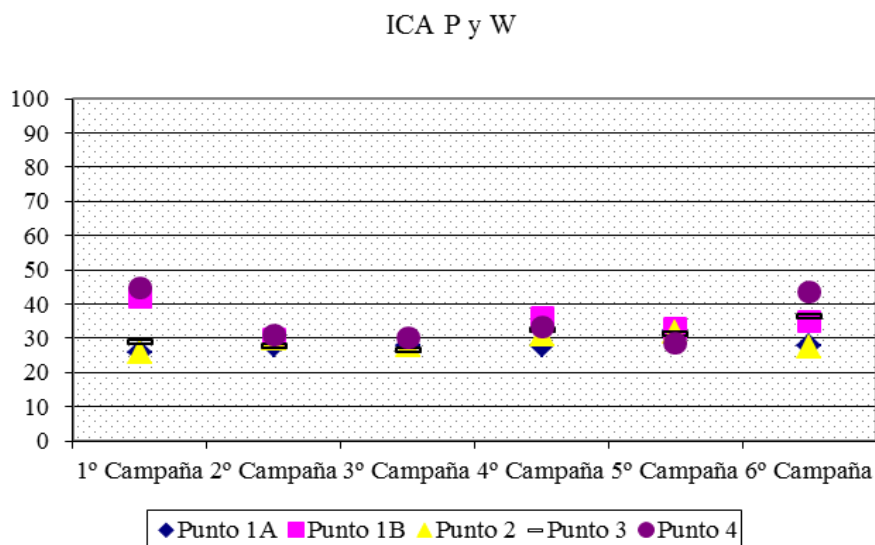
**Tabla 3.** Escala de valoración de la calidad del agua

Las Figuras 4 y 5 muestran la variación temporal de los ICA obtenidos para los dos modelos multimétricos rígidos propuestos.



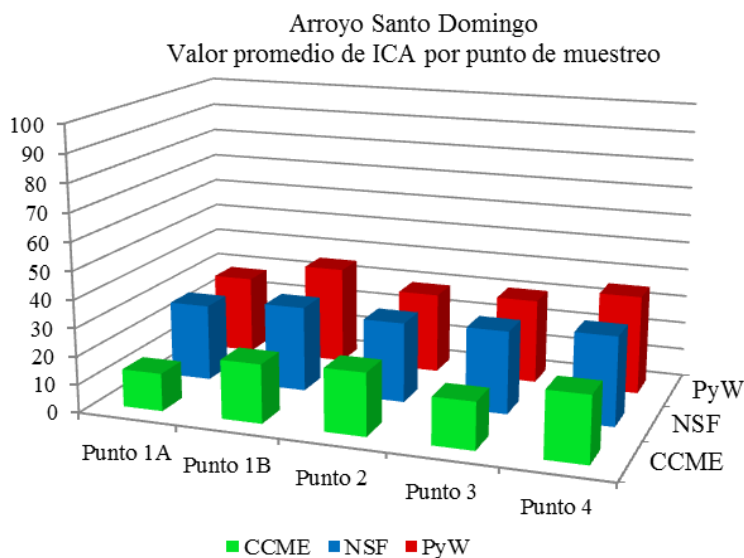
**Figura 4.** Variación temporal de los ICA NSF



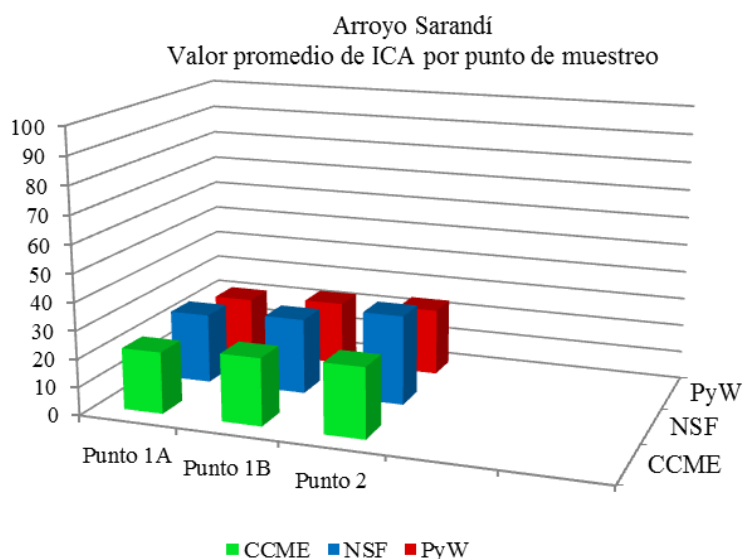


**Figura 5.** Variación temporal de los ICA PyW

Se aplicaron todos los modelos propuestos a las campañas de monitoreo de arroyo Sarandí del año 2012 para realizar comparaciones de los arroyos en estudio. Las Figuras 6 y 7 muestran los valores promedio anuales de todos los modelos de ambos arroyos.



**Figura 6.** Arroyo Santo Domingo. Valor promedio de ICA por punto de muestreo.



**Figura 7.** Arroyo Sarandí. Valor promedio de ICA por punto de muestreo.

Se compararon los resultados obtenidos de los ICA propuestos a través de una matriz ANOVA. Esto permite investigar simultáneamente las diferencias existentes entre medias de varias poblaciones, con la finalidad de estudiar si los valores obtenidos en las mediciones no presentan variación significativa. Si los intervalos de confianza tienen zonas comunes, es decir, presentan solapamiento, puede decirse que no existen diferencias significativas.

### 3. RESULTADOS Y CONCLUSIONES

- Tanto en los análisis temporales como espaciales, el arroyo Santo Domingo clasificó sus aguas como “mala” de acuerdo a los ICA NSF y PyW en tanto que para el ICA CCME como “pobre” encontrándose en el extremo inferior de la categoría de clasificación.
- Los resultados mostraron consistencia de los ICA NSF y PyW, dado que la variación entre ellos no superó los 2 puntos en promedio. Las desviaciones más pronunciadas fueron observadas en los puntos de muestreo donde los parámetros más comprometidos tenían mayor ponderación.
- El bloque de ICA NSF/PyW clasificó de forma diferente respecto del ICA CCME, esto es esperable dado las diferencias conceptuales y metodológicas para sus cálculos.
- El arroyo Sarandí clasificó sus aguas como “muy mala” y “mala” de acuerdo a los ICA NSF y PyW en tanto que para el ICA CCME como “pobre”. Los resultados mostraron consistencia en los 3 modelos aplicados, la variación entre ellos no superó los 2,5 puntos en promedio.
- El modelo ICA-CCME es el medio más consistente para reportar la calidad de agua

respecto de usos dado que permite la incorporación de parámetros y objetivos de calidad según normatividad vigente no estando sujeto además a la ponderación de parámetros, variable de gran influencia.

- La aplicación de los ICA NSF y PyW son de aplicación conveniente y proporcionan una recomendable alternativa para estimar la calidad de agua. La gran ventaja radica en aquellos casos donde no existen normativas de regulación u objetivos de calidad y en su adaptabilidad a las distintas condiciones de aplicación. Su principal desventaja es que están sujetos a un número restringido de variables.
- De las comparaciones entre los ICA de los arroyos se infiere que ambos se hallan en condiciones análogas de deterioro ambiental.
- Los registros de los diferentes monitoreos, así como los resultados surgidos de los Índices de Calidad de Aguas muestran la situación crítica en la que se encuentran los arroyos y determinan la necesidad implementar una Gestión Integrada del Recurso Hídrico y la preservación de entornos únicos en la zona como son los relictos de selva marginal y quintas costeras.

## REFERENCIAS

- [1]. Red Internacional para el Desarrollo de Capacidades en la Gestión Integrada del Recurso Hídrico, Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo: Planes de Gestión Integrada del Recurso Hídrico (2005).  
[http://www.gwp.org/Global/GWP-CAM\\_Files/Manual%20Planes%20GIRH.pdf](http://www.gwp.org/Global/GWP-CAM_Files/Manual%20Planes%20GIRH.pdf)
- [2]. Gestión Integrada de los Recursos Hídricos para Organizaciones de Cuencas Fluviales- Manual de capacitación (2008).  
[http://www.cap-net-esp.org/document/document/262/RBO\\_Manual\\_sp.pdf](http://www.cap-net-esp.org/document/document/262/RBO_Manual_sp.pdf)
- [3]. Consejo Federal de Inversiones (CFI), “Sistematización Hídrica y Control de Inundaciones en la Cuenca del Arroyo Las Perdices”, Exp.CFI N° 12334 00 01(2013).
- [4]. E.Lecertua y L. Kazimierski, “Modelación hidrológica - hidráulica de la cuenca Sarandí - Santo Domingo ante un evento de precipitación extrema” (2014).  
<http://www.ina.gob.ar/ifrh-2014/Eje3/3.26.pdf>
- [5]. Aguas y Saneamiento Argentino S.A., Resumen ejecutivo, “Sistema de Saneamiento Cloacal-Estudio de Impacto Ambiental del Plan Director de Saneamiento Obras Básicas en la Cuenca Matanza –Riachuelo” (2008).  
<http://www.aysa.com.ar/CuencaMatanzaRiachuelo/REJE.pdf>
- [6]. G.Coppo y C.Speltini, “Uso de índices de calidad de agua como herramienta de gestión” The Biologist (Lima, Perú); vol 10; p 40; Suplemento Especial. ISSN versión impresa 1816-0719; ISSN versión en línea 1994-9073; ISSN versión CD ROM 1994-9081. (2012)
- [7]. APHA, AWWA, WEF: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21th Edition, APHA, Washington, D.C (2005)
- [8]. C. Speltini y J. Machalec, “Estado de avance en el diagnóstico y caracterización ambiental del arroyo sarandí y su área de influencia” (2013)  
<http://ocs.frm.utn.edu.ar/index.php/Proimca-Prodeca/prodeca/schedConf/presentations>
- [9]. R.M. Brown y N.I. McClelland, “A Water Quality Index: do we dare?” Water & Sewage

Works 117: 339-343, (1970).

- [10]. S. Pesce and D.Wunderlin, "Use of water quality indexes to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River". *Water Res* 34, pp. 2915-2926, (2000)
- [11]. Canadian Council of Ministers of the Environment, "Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual" N°. 1299; ISBN 1-896997-34-1, (2001).  
[http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi\\_usermanualfctsht\\_e.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_usermanualfctsht_e.pdf)

## METALES, HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO E HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN AGUA Y SEDIMENTO DE ARROYOS URBANOS DE LA PCIA. DE BUENOS AIRES

Elordi M. Lucila<sup>1</sup>, Orte Marcos A.<sup>1</sup>; Colman Lerner J. Esteban<sup>2</sup> y Porta, A. Andrés<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Dpto. Química, Fac. Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. lucilaelordi@quimica.unlp.edu.ar, aaporta@yahoo.com.ar

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA, CCT CONICET La Plata-FCE UNLP), 47 e/ 1 y 115, La Plata, 1900, Argentina. jecolman@hotmail.com.

**Resumen** *En este estudio se monitorearon seis estaciones correspondientes a los arroyos Las Piedras y San Francisco ubicadas en el partido de Quilmes, Pcia. Buenos Aires. Si bien en las muestras de agua de ambos arroyos se observó un aumento paulatino en la concentración de Hidrocarburos totales del petróleo (HTPs) aguas abajo hacia la confluencia, siendo este punto el que superó ampliamente el nivel guía establecido por la Autoridad del Agua ( $\leq 30$  ppm), en los sedimentos el patrón de concentración fue diferente. Aunque todos los puntos muestreados superaron el valor de referencia, el mayor nivel de HTPs correspondió a la estación SF3. Respecto a los metales (Cd, Cu, Pb y Cr), en las muestras de agua se hallaron concentraciones inferiores a las estipuladas por los valores guía mientras que en el sedimento de ambos arroyos y en la confluencia particularmente, los niveles superaron ampliamente a los establecidos internacionalmente para preservar la vida acuática. Estos resultados evidencian el deterioro progresivo, e incluso histórico, aguas abajo que ambos cuerpos de agua padecen. Considerando la potencialidad carcinogénica de los contaminantes encontrados y la alta densidad poblacional que rodea a estos arroyos, resultaría de suma importancia la intervención inmediata por parte de las autoridades responsables.*

**Palabras Clave** Metales, Hidrocarburos, Agua, Sedimento.

### 1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo tecnológico, el crecimiento poblacional y la industrialización son factores que contribuyen a que ingresen al ambiente, de manera continua un gran número de sustancias tóxicas, dichos contaminantes tóxicos son aquellas formas de materia que exceden las concentraciones naturales en un sistema y causa impactos negativos en el medio ambiente [1], entre estos contaminantes tenemos los pesticidas, aceites y grasas, hidrocarburos y metales pesados entre otros [2].

Muchos de los contaminantes que ingresan a un cuerpo de agua superficial, por vía natural o antropogénica, quedan retenidos en los sedimentos que se depositan en el fondo del cauce, causando efectos tóxicos sobre los sistemas acuáticos [3, 4]. Estos depósitos tienen un gran valor científico para el estudio de estos ecosistemas, pues conservan un registro histórico del

tipo de contaminación que ha tenido lugar, y al interaccionar con las corrientes de agua ponen en circulación los contaminantes retenidos, alterando la dinámica general de la masa de agua [5]. Así, variaciones de pH, salinidad y de las propiedades redox de las corrientes de agua pueden provocar movilización y resuspensión de especies químicas acumuladas en los sedimentos, magnificando incluso su efecto tóxico, tal como es el caso de los metales pesados [6].

### **1.1. Metales**

Los metales pesados son elementos químicos, constituyentes naturales de la corteza terrestre, de rocas, suelos, sedimentos, erupciones volcánicas y del agua. Sin embargo el papel que el hombre ha desempeñado en la presencia ambiental de metales es por una parte, introducir en el medio ambiente estos elementos como consecuencia de las distintas actividades humanas como desechos domésticos, agrícolas e industriales, y constituyen un peligro para la biota acuática y el ser humano, así como un factor de deterioro ambiental [7].

Estos elementos se acumulan principalmente en los sedimentos superficiales de los ríos, arroyos, aunque pueden encontrarse concentraciones relativamente elevadas a una profundidad de 15 cm y guardan una estrecha relación con el tamaño de las partículas que constituyen el sedimento (limo, arcilla y arena) y con la cantidad de materia orgánica sedimentaria, alterando el equilibrio ecológico y biogeoquímico del ecosistema [8]. Por consiguiente, suelos y sedimentos actúan como reservorios de elementos biodisponibles que pueden dar lugar a bioacumulación de los mismos en la cadena alimentaria e inducir por tanto a perturbaciones en el ecosistema y provocar efectos adversos en la salud.

En la actualidad está totalmente aceptado que la toxicidad y movilidad de los metales pesados depende principalmente de su forma química y de cómo están ligados o unidos a la matriz sólida. La idea básica es que cuando quedan fijados por los sedimentos su impacto medioambiental se reduce. La movilidad de los metales pesados en muestras medioambientales sólidas, depende de diversos factores que afectan a la forma y fuerza de la asociación metal-sólido, tales como el tipo de sedimento y el contenido en materia orgánica entre otros [9].

Los metales pesados han sido identificados como contaminantes de los más peligrosos en ecosistemas acuáticos debido a su persistencia y elevada toxicidad, los de mayor importancia toxicológica y ecotoxicológica son: Hg, As, Cr, Pb, Cd, Ni y Zn [10]. La peligrosidad de los metales pesados es mayor al no ser química ni biológicamente degradables.

### **1.2. Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP)**

Los hidrocarburos son uno de los agentes contaminantes de mayor preocupación en la actualidad, debido a que constituyen la principal fuente de energía en la sociedad moderna; provienen de la combustión de la gasolina, petróleo, carbón y/o gas natural. Consisten en diferentes compuestos, cuya estructura base corresponde a enlaces carbono-carbono y más aún la mayoría de éstos, contienen exclusivamente carbono e hidrógeno [11]. La contaminación de las aguas superficiales por hidrocarburos es un hecho que ocurre con

relativa frecuencia. Estas pueden presentarse de dos formas generales: puntuales y sistemáticas. Las primeras ocurren de manera fortuita en los cuerpos de agua donde generalmente no hay presencia de hidrocarburos. Las segundas son habituales y caracterizan a aquellas aguas que son contaminadas por la actividad antrópica que en ellas se realiza. Por otro lado, las fuentes de la contaminación pueden ser simples o múltiples, y verter al medio uno o varios componentes del petróleo.

El estudio de este tipo de contaminaciones puede alcanzar una gran complejidad, determinada ésta por la naturaleza de la contaminación, los métodos de análisis empleados y la manera en que se proceda en la ejecución del estudio [12].

### **1.3. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)**

Los HAPs han estado presentes como contaminantes desde los inicios de la vida del hombre, ya que son compuestos naturales presentes en el ambiente. Sin embargo, el crecimiento industrial genera un aumento constante de un gran número y variedad de contaminantes en el entorno natural, entre ellos los HAPs [13]. Los HAPs se encuentran entre los compuestos más tóxicos para la vida y, por tanto, entre las listas de mayor interés para instituciones internacionales como el Programa de Medio Ambiente de Naciones Unidas (PNUMA) o la Organización Mundial de la Salud (OMS). Se estima que cerca de 228.000 toneladas de estos compuestos de origen antrópico son vertidos cada año a los ecosistemas acuáticos.

La presencia de los HAPs en el ambiente puede deberse a diversas fuentes, tanto naturales como antropogénicas. Generalmente, los HAPs son producidos por combustión que puede ser natural (incendios forestales) o antropogénicos (combustión en automóviles). Algunos son de fabricación específica, como el naftaleno empleado como insecticida, pero su producción está en descenso al ser sustituido por compuestos clorados. Existe una gran variedad de fuentes naturales de HAPs, entre ellas principalmente los incendios forestales y la actividad volcánica. La aportación de estos focos es difícil de estimar, debido a la naturaleza esporádica de los mismos. Las principales fuentes antropogénicas de mayor contribución a la presencia de HAPs en el entorno son en orden decreciente de importancia: procesos industriales, calefacciones domésticas, fuentes móviles de emisión (transportes), incineradoras, plantas de generación eléctrica y mediante la biosíntesis directa originada por microbios y plantas [14].

El objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de Metales, Hidrocarburos totales del petróleo e Hidrocarburos aromáticos policíclicos en agua y sedimento de dos arroyos urbanos de la Pcia. de Buenos Aires, los cuales actúan como sumidero de efluentes domiciliarios, pluviales e industriales.

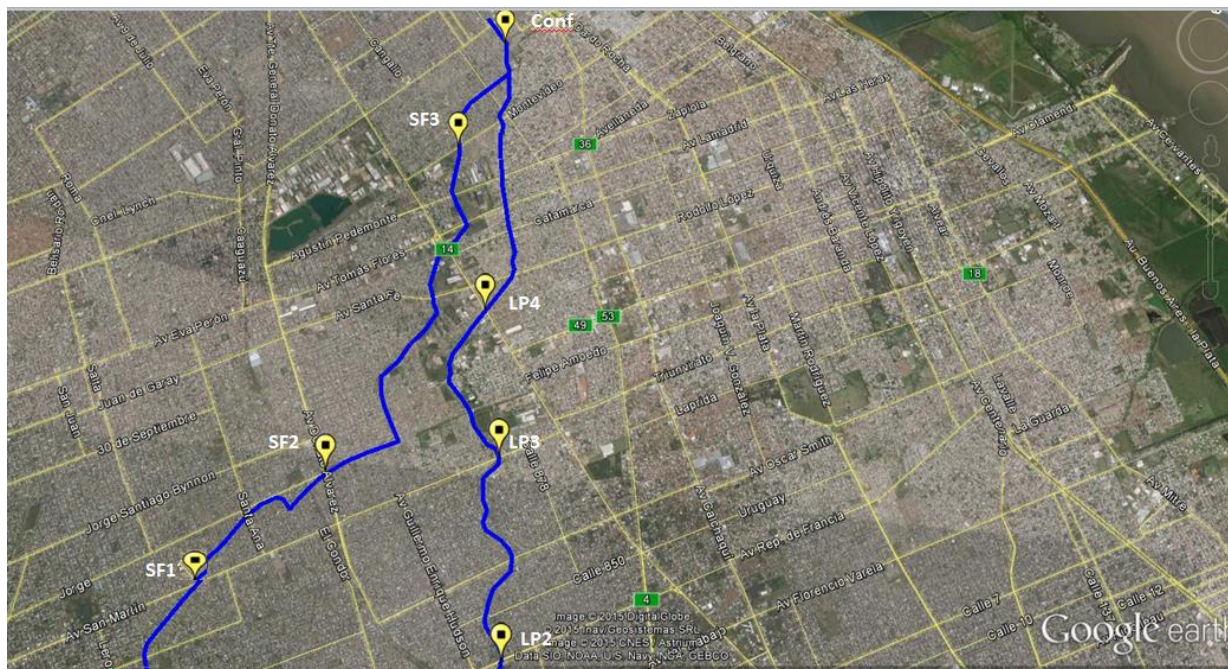
## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1. Área de Estudio**

Los arroyos Las Piedras y San Francisco son cuerpos de agua que atraviesan una amplia zona del sur del conurbano bonaerense. Forman parte de la cuenca Sur del arroyo Santo Domingo, el cual desemboca en el Río de La Plata (Figura 1) y abarcan un área aproximada de 150 Km<sup>2</sup> con una extensión de 23 Km. Ambos recorren parte de los partidos de Avellaneda, Quilmes,



Florencio Varela y Almirante Brown. Específicamente en este trabajo, se estudió el área de los arroyos que afecta alrededor de 600.000 personas en el partido de Quilmes; en esta zona se localiza el eje de crecimiento de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) sobre la margen derecha del estuario del Río de la Plata y a 17 Km del centro de la Ciudad de Buenos Aires.



**Figura 1.** Mapa de la cuenca Sur del arroyo Santo Domingo con sus arroyos afluentes Las Piedras (derecha) y San Francisco (izquierda) en el partido de Quilmes, pcia. Bs. As, Argentina.

## 2.2. Metodología

Se colectaron muestras de agua de ambos arroyos en un total de siete estaciones de muestreo (LP2, LP3, LP4, SF1, SF2, SF3 y CONF). Las muestras de sedimento fueron tomadas con una draga van Veen (Fig.2) de 0,05 m<sup>2</sup> de superficie operativa y un peso aproximado de 3 kg. Todas las muestras se extrajeron entre las 9:00 y 14:00 h y se mantuvieron refrigeradas a 4-6 °C hasta el momento de su procesamiento.





**Figura 2:** draga van Veen.



**Figura 3.** Arroyo Las Piedras y Cno. Gral. Belgrano, Bernal (LP4).



**Figura 4.** Arroyo San Francisco y Av. Montevideo, Bernal (SF3).

Para la determinación de metales pesados (Cadmio, Cobre, Cromo y Plomo) las muestras se digirieron en medio  $\text{HNO}_3$  en sistema de digestión acelerada por microondas (CEM Mars 6) y posteriormente fueron analizadas en un espectrómetro de absorción atómica llama aire-acetileno (Shimadzu AA-7000).

La determinación de Hidrocarburos totales de petróleo (HTPs) en las muestras se realizó mediante extracción con cloruro de metileno (J. Baker, calidad cromatográfica) y posteriormente se llevó a cabo su análisis mediante cromatografía gaseosa, CG-FID Agilent 6890N, columna capilar SPB-5 (60mts x 0,25mm x 0,25 $\mu\text{m}$ ).

El análisis de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) se realizó por cromatografía líquida de alta resolución (UHPLC Nexera, Shimadzu) con detectores de PDA (arreglo de diodos) y fluorescencia, analizándose acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[ghi]perileno, benzo[a]pireno, criseno, dibenzo[a,h]antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno [1,2,3-cd]pireno, naftaleno, fenantreno y pireno. Las condiciones cromatográficas fueron las siguientes: Columna C18 (Zorbax Eclipse PAH 100 mm x 4.6 mm, 3.5  $\mu\text{m}$ ). Las muestras previamente se extrajeron con Hexano (J. Baker, calidad cromatográfica) asistido con baño ultrasónico, llevadas a sequedad y posterior agregado de 1,00 de acetonitrilo (J. Baker, calidad HPLC) antes de analizar.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

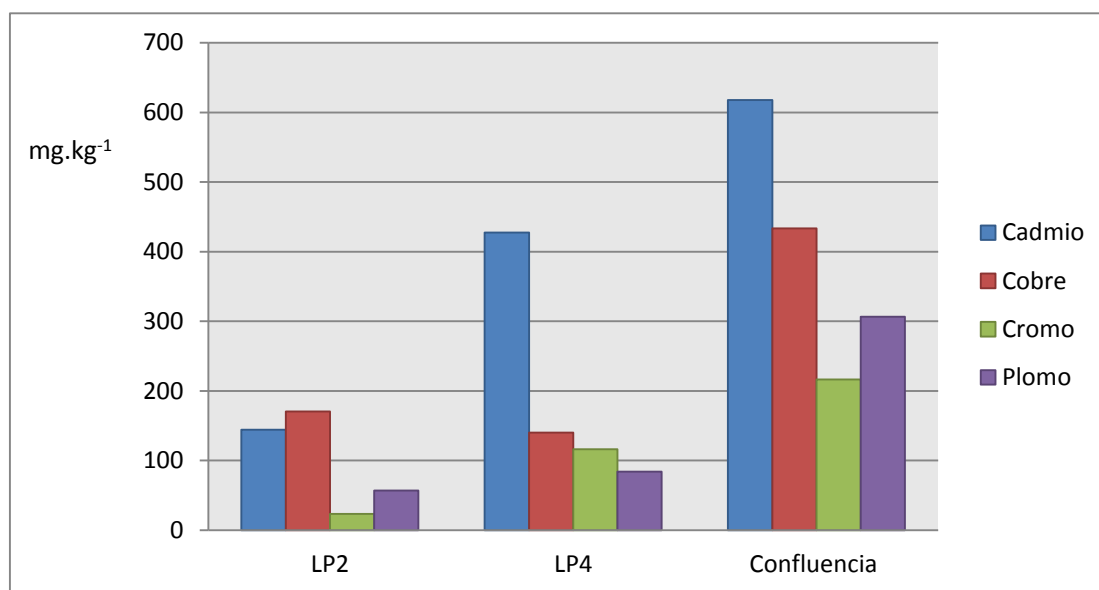
Según los resultados obtenidos respecto a la determinación de metales podemos observar que en las muestras de agua la concentración medida resultó por debajo del límite de detección para cada uno de ellos (cadmio, cobre, cromo y plomo). Sin embargo, las muestras de sedimento en general mostraron concentraciones alarmantes en ambos arroyos con valores que van desde 0,81mg. kg<sup>-1</sup> (Cd-SF1´) a 738mg.kg<sup>-1</sup> (Cd-SF3), los cuales se pueden observar en la siguiente tabla (Tabla 1):

<b>Estación</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Cr</b>
LP2	144,22	170,52	56,8	23,35
LP4	427,65	140,2	84,13	116,27
SF1´	0,81	77,44	27,43	17,02
SF2	0,99	284,55	239,55	31,18
SF3	738,94	200,24	102,37	166,36
Conf	618	433,6	306,56	216,26
<b>Nivel Guía CCME (mg.Kg<sup>-1</sup>)</b>	<b>0,6</b>	<b>35,7</b>	<b>35</b>	<b>37,3</b>

**Tabla 1.** Concentración (mg kg<sup>-1</sup>) de los diferentes metales medidos en el sedimento de los arroyos Las Piedras (LP2 y LP4), San Francisco (SF1´, SF2 y SF3) y Confluencia.

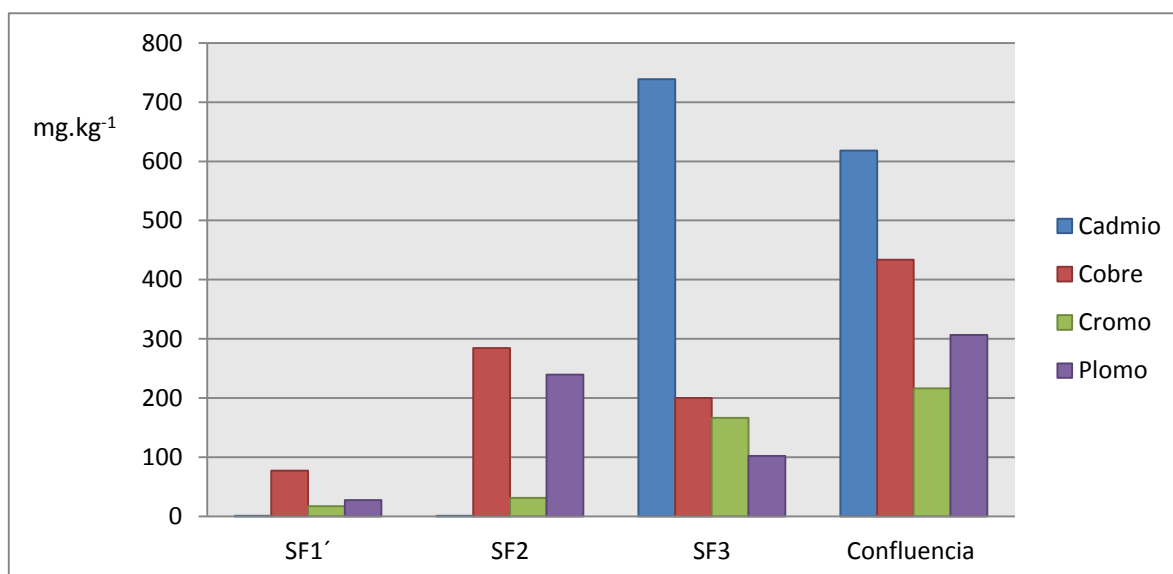
Observando la Figura 5 correspondiente al arroyo Las Piedras, se puede apreciar que tanto las concentraciones de cadmio como de cromo y plomo siguen una tendencia que va en aumento desde el primer punto de muestreo (LP2) hacia el último aguas abajo (Confluencia). Con respecto al cobre no se observan prácticamente diferencias entre LP2 y LP4. Vale aclarar que no se pudieron tomar muestras de sedimento en el punto LP3.

Los valores de cadmio observados son los más elevados llegando a alcanzar su máxima concentración en la confluencia con un valor de 618 mg.kg<sup>-1</sup>.



**Figura 5.** Distribución de la concentración de los metales medidos en el sedimento del arroyo Las Piedras.

La situación en el arroyo San Francisco no difiere demasiado en cuanto a que la concentración de todos los metales analizados, cadmio, cobre, plomo y cromo, se encuentra por encima de los niveles guía estipulados por la CCME[15]: 0,6 ; 35,7; 35 y 37,3 mg.Kg<sup>-1</sup> respectivamente.



**Figura 6.** Distribución de la concentración de los metales medidos en el sedimento del arroyo San Francisco.

Sin embargo podemos observar en la Figura 6 que los niveles de cadmio aguas arriba son muy inferiores respecto a los del arroyo Las Piedras, aunque en el sitio SF3 se observa un pico de concentración máxima superior a los 700 mg.Kg<sup>-1</sup>. Este sitio de muestreo se caracteriza por la

presencia de industrias que históricamente han aportado y continúan aportando metales pesados; entre ellas se encuentran químicas industriales, frigoríficos, graseras, entre otras.

Tanto la concentración de cobre como de plomo mostraron fluctuaciones presentando un aumento de la misma en los puntos SF2 y CONF, y una disminución en el sitio SF3. En cuanto a los valores de cromo se observa una tendencia creciente hacia la confluencia de los arroyos.

Con respecto a los valores obtenidos sobre la concentración de hidrocarburos totales del petróleo en la siguiente tabla (Tabla 2) se puede observar que las muestras de agua de ambos arroyos presentan valores inferiores al límite de descarga a cuerpos de agua superficiales, establecido por la Autoridad del Agua Res. 336/2003 ( $\leq 30$  ppm) [16]. Sin embargo, el sitio Conf muestra una concentración de HTPs en agua que supera en más de 40 veces el nivel guía señalado anteriormente.

Estación	Agua (mg/L)	Sedimento	
		Húmedo	Seco
LP1	1,86	79,5	191,0
LP2	2,72	163,1	589,0
LP3	2,75	S/D	S/D
LP4	3,16	160,0	321,2
SF1	2,25	99,2	184,3
SF2	2,55	209,2	345,8
SF3	2,28	182,2	1310,9
Conf	1256,27	74,2	291,9

**Tabla 2.** Valores de Hidrocarburos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) Totales del Petróleo en agua y sedimento de los arroyos Las Piedras y San Francisco. (S/D Sin dato)

En el caso de los sedimentos se puede observar que en ambos arroyos y en todos los sitios de muestreo la concentración de HTPs supera ampliamente el valor máximo establecido por la UNESCO en 1976, [17] de  $70 \text{ mg.kg}^{-1}$  en materia seca, siendo particularmente elevada la concentración en el sitio SF3 ( $1310,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

Sólo en las muestras de sedimento se determinó la concentración de los 16 HAPs considerados contaminantes prioritarios según la USEPA [18]: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo (a) antraceno, criseno, benzo (b) fluoranteno, benzo (k) fluoranteno, benzo (a) pireno, dibenzo (a,h) antraceno, benzo (g,h,i) perileno, indeno (1,2,3-c,d) pireno.

Los niveles de los 16 HAPs considerados, resultaron por debajo del límite de detección LD en todas las muestras de sedimento de ambos arroyos. Sin embargo, cabe destacar que el sitio Conf presentó los siguientes valores (Tabla 3):

<b>Compuesto</b>	<b>Conf</b>	<b>LDM (mgkg<sup>-1</sup>)</b>
<b>Naftaleno</b>	<44,56	44,56
<b>Acenaftileno</b>	<45,83	45,83
<b>Acenafteno</b>	<49,71	49,71
<b>Fluoreno</b>	<8,18	8,18
<b>Fenantreno</b>	<2,79	2,79
<b>Antraceno</b>	<4,65	4,65
<b>Fluoranteno</b>	<0,15	0,15
<b>Pireno</b>	<2,34	2,34
<b>Benzo(a)antraceno</b>	5,39	0,06
<b>Criseno</b>	7,25	1,90
<b>Benzo(b)fluoranteno</b>	6,94	0,08
<b>Benzo(k)fluoranteno</b>	3,23	0,06
<b>Benzo(a)pireno</b>	4,76	0,20
<b>Dibenzo(a,h)antraceno</b>	2,38	0,52
<b>Benzo(g,h,i)perileno</b>	8,20	0,32
<b>Indeno(1,2,3-c,d)pireno</b>	6,48	2,95

**Tabla 3.** Valores de HAPs en el sedimento de la confluencia de los arroyos Las Piedras y San Francisco.

Es importante mencionar que el Benzo(a)pireno que se encuentra en una concentración tal (4,7650) que no es despreciable, es un hidrocarburo policíclico aromático potencialmente carcinógeno que se forma durante la combustión incompleta o pirólisis de materia orgánica. Estas sustancias se encuentran en aire, agua, suelos y sedimentos, por lo general a nivel de trazas excepto cerca sus fuentes.

#### 4. CONCLUSIONES

Este trabajo pone de manifiesto un potencial y grave problema ambiental, derivado del alto contenido de metales pesados presentes en los sedimentos de los arroyos Las Piedras y San Francisco. Respalda además los resultados obtenidos por *Elordi et al.*, 2013 [19] sobre la pobre calidad microbiológica y físico-química de sus aguas, a las cuales más de 250.000 habitantes se encuentran expuestos diariamente.

Algunas de las causas de la contaminación por metales podrían ser, el vertido de aguas residuales sin tratamiento previo, la infiltración de aguas negras y el desarrollo de actividades industriales (metalúrgicas y metalmecánicas) particularmente en la parte baja de la cuenca. Sin embargo, la principal amenaza de este tipo de contaminación no reside en su acumulación en la fracción sedimentable sino en los mecanismos de sorción-desorción y precipitación-disolución, dependientes de las condiciones físicas y químicas de los arroyos, que pueden provocar su resuspensión en la columna de agua dejándolos biodisponibles.

En el caso de los HTPs la confluencia de ambos arroyos superó ampliamente el valor guía establecido por la Autoridad del Agua Res. 336/2003 de  $\leq 30$  ppm. Este resultado refleja la acumulación de hidrocarburos que ocurre cuando ambos arroyos confluyen arrastrando hidrocarburos provenientes de la actividad vehicular a través de los efluentes pluviales.

Si bien los niveles de los 16 HAPs analizados resultaron por debajo del límite en todas las muestras de sedimento, y sólo el sitio Conf presentó niveles detectables, consideramos importante continuar relevando su concentración tanto en sedimentos como en agua, ya que son contaminantes ubicuos con múltiples fuentes que se generan por combustión incompleta de materia orgánica; hecho que sucede con frecuencia en la quema de numerosos basurales clandestinos ubicados a la vera de ambos arroyos.

Estos resultados evidencian el deterioro progresivo, e incluso histórico, aguas abajo que ambos cuerpos de agua padecen. Considerando la potencialidad carcinogénica de los contaminantes encontrados y la alta densidad poblacional que rodea a estos arroyos, resultaría de suma importancia la intervención inmediata por parte de las autoridades responsables.

## 5. REFERENCIAS

- [1] Albert L. *Curso Básico de Toxicología Ambiental*, Noriega Editores, México, pp. 310, (1999).
- [2] Hart C. y Fuller S., *Pollution Ecology of Freshwater invertebrates*, Academic Press Inc., pp.389, (1974).
- [3] Esteves J., Gil M. y Harvey M. Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y materiales en suspensión de la cuenca Turbio-Gallegos, Informe Técnico N°12 del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. Puerto Madryn, Argentina, pp.21, (1996).
- [4] Bohn H., McNeal B. y O'Connor G. *Soil Chemistry*, 2da ed. Canadá: John Wiley & Sons, Inc, pp. 341, (2001).
- [5] Mariani C. y Pompêo M., "La calidad del sedimento: La contaminación por metales puede ser una amenaza para los seres vivos", *Revista Ciencia Hoy*, 18(107), pp. 48-53, (2008).
- [6] Ruiz E.; Echenandía A. y Romero F., Relaciones entre agua y sedimento en río de origen torrencial. *Limnética*, 10(1), pp.101-107, (1994).
- [7] Moreno M., *Toxicología Ambiental "Evaluación de riegos para la salud humana"*, McGraw-Hill/Interamericana de España. Madrid-España, (2003).
- [8] Acosta V., Lodeiros C., Senior W. y Martínez G., "Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela". *Interciencia*, 27(12), pp. 686-690, (2002).
- [9] Herrera J., Rodríguez J., Coto J., Salgado V., Borbón H., "Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro", *Tecnología en Marcha*, 26 (1), pp. 27-36, (2012).
- [10] Martínez-Tabche L., Gómez-Oliván L., Martínez M., Castillo C., y Santiago A., "Toxicity of nickel in artificial sediment on acetylcholinesterase activity and hemoglobin concentration of the aquatic flea, moina macrocopa", *Journal of Environmental*

- Hidrology*, 8(4), 1-10, (2000).
- [11] Rivero y Vallarino., “Primeros datos de la macrofauna del puerto de Mar de Plata (Argentina) y el uso de poliquetos como indicadores de contaminación”, *Revista de Biología Marina*, 138, (2005).
- [12] Prieto Díaz V. y Martínez de Villa Pérez A. “La contaminación de las aguas por hidrocarburos: un enfoque para abordar su estudio”, *Rev Cubana Hig Epidemiol*, 37(1), pp. 13-20, (1999).
- [13] Blázquez Rodea G., Fotodegradación de naftaleno en agua catalizada por óxido de titanio de tamaño nanométrico, *Proyecto Fin de Carrera Departamento de Ingeniería Química y Combustibles*. E.T.S.I. de Minas de Madrid, (2003).
- [14] Spiro T. y Stigliani W., *Química medioambiental*, 2ª edición, pp.438- 458,(2006).
- [15] CCME, Canadian Environmental Quality Guidelines, Niveles Guía de Calidad de Sedimento, Protección de la Vida Acuática, (2002).
- [16] ADA, Autoridad del Agua Resolución 336/2003. ANEXO II: Parámetros de Calidad de las Descargas Límite Admisibles, (2003).
- [17] Botello A., Rojas J., Benítez J. y Zárata D., “Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y tendencias”, EPOMEX Serie Científica 5, Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche, pp.666, (1996).
- [18] USEPA United States Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information, Emergency Planning and Community Right-to Know Act- Section 313: Guidance for Reporting Toxic Chemicals: Polycyclic Aromatic Compounds Category, EPA 260-B-01-03, Washington, DC, (2008).
- [19] Elordi, M. Lucila, Colman Lerner, J. Esteban y Porta, A. Andrés, “Estimación y evaluación de la calidad del agua de los arroyos Las Piedras y San Francisco mediante el Índice de Calidad del Agua WQI-NSF”, *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: contribuciones de la IV Reunión Anual PROIMCA y II Reunión Anual PRODECA*. Universidad Tecnológica Nacional, pp. 207- 216, (2013).



## ENSAYO DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN UN EFLUENTE INDUSTRIAL RECALCITRANTE

Farías, Alejandro R.<sup>1</sup>, Utgés, Enrique E.<sup>1</sup>, Tenev, María D.<sup>1</sup>, Hervot, Elsa I.<sup>1</sup>, Utgés, Enid M.<sup>1</sup>, Baccaro, Julián<sup>1</sup>, Mlot, Zaira<sup>2</sup>.

1: Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos  
Universidad Tecnológica Nacional  
Facultad Regional Resistencia  
French 414. Resistencia, Chaco. CP 3500  
e-mail: gistaq@gmail.com

2: Indunor Sociedad Anónima  
La Escondida, Chaco. CP 3514  
e-mail: zmlot@indunor.com

**Resumen.** *La fabricación de furfural a partir del procesamiento de aserrín de quebracho colorado luego de extraerle el tanino, genera en la primera etapa de destilación, un efluente líquido denominado "aguas madres", con bajos valores de pH, que contiene principalmente ácido acético y algo de furfural. Actualmente, dicho efluente es tratado mediante un sistema de pantanos secos que utiliza plantas del lugar para la biorremoción. El objetivo de este trabajo fue evaluar el crecimiento bacteriano en medios de cultivo sólidos preparados con distintas concentraciones del efluente industrial, para determinar la más adecuada. En ellos, se inocularon bacterias autóctonas provenientes de distintos sectores de la planta de tratamiento (cámara de mezcla, lodos de las piletas de sedimentación y raíces del sistema de pantanos secos). En estos medios, preparados en placas de Petri y enriquecidos con fuentes de fósforo y nitrógeno como nutrientes, se sembraron bacterias por el método de estrías. Se incubaron, por duplicado, en estufa durante 14 días a 30°C y la confirmación de crecimiento se realizó a través de la observación. El grupo de bacterias aisladas será utilizado para una segunda etapa de adaptación y ensayos de tratamiento del efluente en un reactor de lecho fluidizado.*

**Palabras clave:** Aguas madres. Furfural. Efluente recalcitrante. Bacterias. Crecimiento.

### 1. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas ambientales más complejos que se presenta en la actualidad, tanto a nivel local como nacional e internacional, es la cantidad de desechos industriales que, sin un adecuado tratamiento, se vierten al ambiente, como en el caso del vuelco de efluentes líquidos a cursos naturales de agua.

En el interior de la provincia del Chaco, en la localidad de La Escondida, está instalada una planta fabril taninera de la firma Indunor S. A. que produce furfural a partir de aserrín de quebracho colorado, después de la extracción del tanino (aserrín detanizado). El GISTAQ (Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos) firmó un convenio

específico, dentro del convenio marco preexistente, para estudiar el proceso de tratamiento de efluentes y proponer alternativas.

El furfural es un aldehído heterocíclico derivado del furano que está en la lista de sustancias peligrosas reglamentada por la Occupational Safety and Health Administration (OSHA). En algunas fichas de seguridad de este compuesto, se mencionan las DL<sub>50</sub> (dosis letales) para dos especies de peces (*Pimephales promelas* y *Poecilia reticulata*) y una de crustáceo (*Daphnia magna*), todos de agua dulce, aunque en ellas se aclara que no se espera una bioconcentración en organismos acuáticos. El efecto tóxico ocasionado por el furfural parece deberse a que pueden formar compuestos con determinadas moléculas biológicas como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos [1], o bien producir daños sobre la membrana plasmática [2]. Además, el furfural produce la inhibición de enzimas glicolíticas y fermentativos. Estudios efectuados por varios autores, demuestran que para concentraciones diferentes de furfural, pero inferiores a 25-30mM, no se observa inhibición en el crecimiento de distintos microorganismos. [3], [4], [5], [6].

Como cualquier efluente industrial, previo a su vuelco a un cuerpo receptor, deberá ser sometido a tratamiento. Para constatar que los parámetros cumplen con los valores de vuelco que establece la **Ley N°3230 “Código de Aguas de la Provincia del Chaco”**, se deberán realizar distintos análisis al mismo para efectuar su descarga.

## 2. MARCO CONCEPTUAL

La extracción de furfural del aserrín de quebracho colorado se realiza, previo agregado de un catalizador, con vapor a presión y temperatura. El vapor de agua que lo contiene junto con otras sustancias se condensa y posteriormente se destila. Este efluente egresa a temperatura cercana a 100°C, tiene un pH muy bajo (entre 2,6 y 3) e inicialmente carece de microorganismos. Contiene altos niveles de materia orgánica aportada por algunos ácidos carboxílicos, de los cuales el ácido acético es el constituyente principal (con una proporción entre el 1 y el 5% m/v y también contiene furfural, en concentraciones de hasta 600 ppm. Estos porcentajes dependen del buen funcionamiento de la primera columna de destilación. En las columnas de buena calidad, el furfural residual tiene concentraciones menores de 50 ppm [7]. En la planta hay otras dos columnas, la segunda, que separa metanol y la tercera, que deshidrata el furfural. La cantidad de ácido acético generado es demasiado baja como para justificar una planta de recuperación, por lo que debe tratarse adecuadamente el efluente.

El proceso de remoción de contaminantes en el efluente es complejo, debido a la característica recalcitrante de algunos de ellos. La presencia de furfural complica la remoción biológica, ya que dicho compuesto ataca las membranas celulares e interfiere con el metabolismo intracelular [8]. Por otra parte, el efecto tóxico que ocasionan los derivados furánicos parece deberse a que, por ser químicamente reactivos, pueden formar compuestos con moléculas biológicas como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos [9]. Sólo se conocen unos pocos caminos metabólicos microbianos del furfural. *Saccharomyces spp.* reduce el furfural a alcohol furfurílico. Aunque ha sido más estudiada la degradación en condiciones anaeróbicas [3], existen bacterias aerobias como las *Pseudomonas* [10] que pueden transformar y degradar el furfural.

El volumen de aguas madres generado es de aproximadamente 360 m<sup>3</sup>/día. Dicho efluente es neutralizado con cenizas de la caldera y parcialmente diluido con agua antes de su ingreso a la planta de tratamiento. Durante muchos años, la disposición consistió en una serie de grandes lagunas llamadas “evaporativas”, que se fueron colmatando con el tiempo alcanzando el límite de su capacidad de depuración. En el año 2011, se construyó una nueva planta de tratamiento que se utiliza desde 2012, denominada “Tratamiento por Pantanos Secos Artificiales”, tecnología patentada [11], que inicialmente operaba con gramíneas de origen canadiense que fueron desplazadas posteriormente por las totoras autóctonas.

Se trata de un método natural, que utiliza la capacidad depuradora de las plantas citadas para tratar el efluente generado. El mismo, se acumula en dos grandes piletas sedimentadoras con fondo de suelo arcilloso. Allí sedimentan los sólidos y el líquido se enriquece adicionándole desechos cloacales de la fábrica y del pueblo aledaño. Esta mezcla constituye el *efluente crudo*. Desde los sedimentadores, éste ingresa por gravedad a un sistema de pantanos secos conformado por dos grandes excavaciones en terreno arcilloso, la primera a mayor nivel que la segunda. El recinto más alto constituye el “lecho de lijado” y el segundo, al que el efluente accede por gravedad, es el “lecho de pulido”; ambos operan en serie. Debido al gran caudal de líquido a tratar, se instalaron cuatro lechos de lijado y cuatro de pulido que trabajan simultáneamente. Cada lecho contiene un entramado de caños de PVC con perforaciones colocados en el piso y cubiertos, primero con ripio, y luego con arena hasta una altura aproximada de 1m; sobre ella se instaló otra red de caños perforados que se tapó con más arena y en ésta se plantaron las especies vegetales, luego reemplazadas de manera natural por totoras (figura N°1). El *efluente crudo* ingresa por la red superior de caños de los “lechos de lijado”, atraviesa la capa de arena y es colectado por la red inferior, pasando a una cámara de registro, que permite fijar el nivel de inundación del lecho de pulido de forma que la capa superior de arena se mantenga seca. Por ello, el nombre de pantanos secos. Las totoras, cuyas raíces son irrigadas por el efluente, van absorbiendo los contaminantes y produciendo su fitoextracción. El líquido egresa de los lechos de pulido como *efluente depurado* y se bombea a una pileta como depósito final (figuras N°2 y 3).



Figura N°1: Totoras invadiendo gramíneas canadienses.

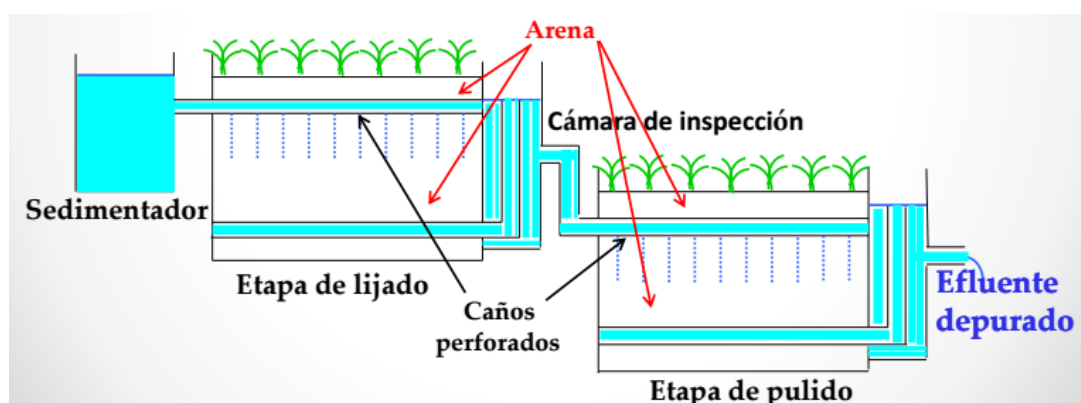


Figura N°2: Esquema de Tratamiento por Pantanos Secos Artificiales

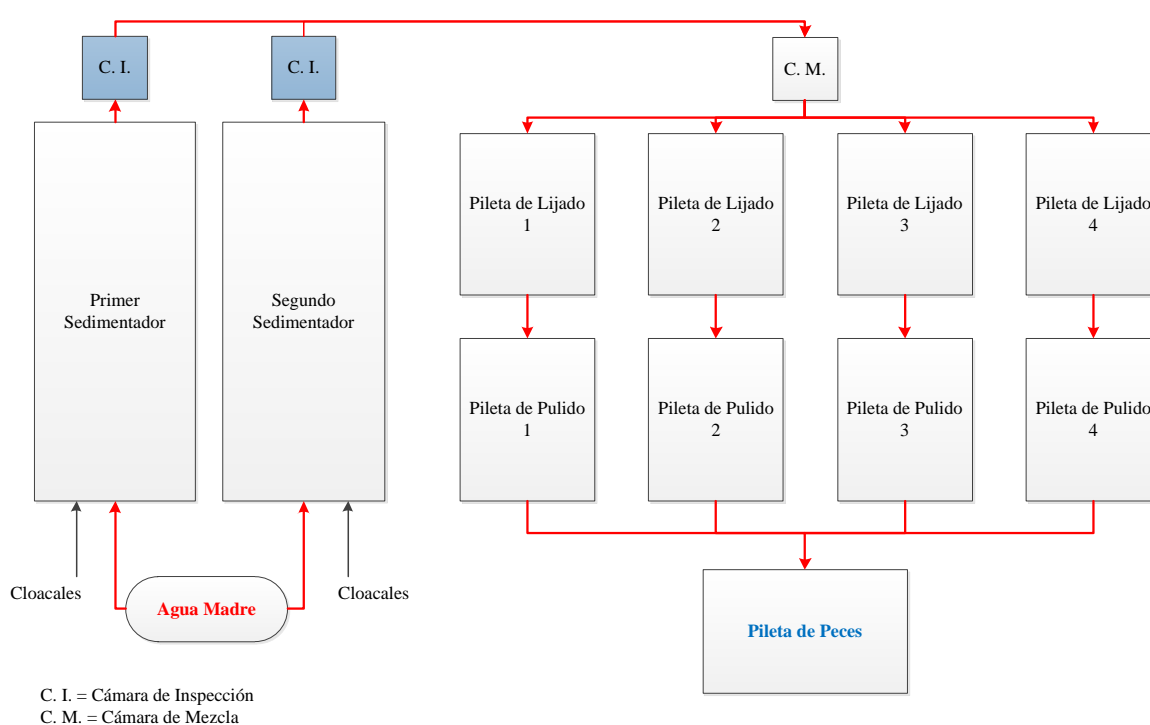


Figura N°3: Plano de la instalación de Pantanos Secos

El sistema descrito presenta dos inconvenientes importantes: el primero es que el efluente, antes de ingresar, debe carecer de sólidos para evitar que se tapen las perforaciones; y el segundo, tener un pH que oscile en el rango de 5 a 8 a fin de no alterar la biota microbiológica que realiza la remoción.

El primer inconveniente se subsana depositando las aguas madres en las piletas de decantación, como se explica en un párrafo precedente. En cuanto al segundo, se encontró que el pH de las aguas madres se podía elevar adicionando cenizas, fuertemente alcalinas,

producidas en la caldera de la planta industrial al quemar los restos del aserrín de quebracho colorado después de la extracción del tanino y furfural (aserrín desfurfuralizado). Las cenizas no eran totalmente solubles y generaban sedimentos. Como alternativa, se trabajó en el laboratorio para alcanzar el valor de pH apropiado, adicionando carbonato de sodio y verificándolo con un peachímetro.

Desde el GISTAQ, se propuso a la empresa poner en marcha un sistema de lechos fluidizados, anaerobio y aerobio, que trabajaría con el efluente industrial previamente neutralizado y en los cuales la remoción la realizarían las bacterias autóctonas provenientes de tres sectores de la planta de tratamiento: cámara de mezcla, lodos de sedimentadores y raíces de totoras.

Los reactores de lecho fluidizado (RLF) constituyen un sistema para el tratamiento de efluentes ricos en materia orgánica que podría aplicarse al tratamiento del efluente producido durante la obtención de furfural. En éstos, se busca lograr el mejor contacto entre el soporte inerte (arena, carbón activado, alginato) que inmoviliza la película biológica constituida por bacterias y el efluente conteniendo el contaminante a eliminar, para garantizar la mayor remoción. En experiencias previas, se estableció que el soporte deberá tener el menor tamaño de partícula y la mayor superficie de contacto posible [12].

### **3. MATERIALES Y MÉTODOS**

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el crecimiento bacteriano, inoculando bacterias autóctonas provenientes de distintos sectores de la planta de tratamiento actual, en medios de cultivo (líquido y sólido), preparados con el efluente industrial (aguas madres) distintas concentraciones, para determinar la más adecuada. Esto se realizó en varias etapas:

- Caracterización de las aguas madres.
- Preparación de los medios de cultivo.
- Preparación de los inóculos y sus correspondientes recuentos bacterianos.
- Pruebas de crecimiento en distintas concentraciones de efluente (erlenmeyers y placas de Petri).

#### **3.1 Caracterización de las aguas madres**

El valor del pH del agua madre, obtenido in situ por esta fábrica, es variable pero del orden de 2,5. El análisis por yodometría del contenido de furfural y ácido acético realizado también por la empresa, arrojó los siguientes valores: 400 mg/L de furfural y 1,89 equivalentes de ácido acético por litro. Sin embargo estas concentraciones también sufren variaciones, llegando a detectarse concentraciones de hasta 790 mg/L.

Se tomó una muestra de 20 litros de aguas madres proveniente de la primera columna de destilación utilizando un bidón de 24 litros. La misma fue remitida inmediatamente al laboratorio de investigación del GISTAQ y conservada adecuadamente según los protocolos de análisis correspondientes, hasta el momento de efectuar los mismos. Se efectuaron análisis de la misma a fin de realizar su caracterización (Tabla N°4). Los restantes ensayos se efectuaron según métodos normalizados [13] o adaptación de los mismos.

### 3.2 Preparación de los medios de cultivo

Para la preparación de los medios de cultivo se utilizó agua madre neutralizada, agua de peptona, nutrientes y agar-agar.

Las aguas madres se neutralizaron previamente con carbonato de sodio sólido hasta alcanzar un pH 6 utilizando un peachímetro Hanna. Para 500 ml de agua madre, se agregaron aproximadamente 9,5g del mismo.

Como nutrientes, se utilizaron soluciones de cloruro de amonio 12,7% m/v (marca J.T. Baker Inc. al 99,7% de pureza) y de fosfato diácido de sodio 3,28% m/v (marca Mallinckrodt Chemical Works, al 99% de pureza). Se agregaron las cantidades necesarias para que cada medio tenga una concentración final de 0,33 g/L de N y 0,066g/L de P. Este valor surge de la relación 5:1 que debe existir entre N y P, respectivamente [14].

Se realizaron dos ensayos para evaluar el crecimiento bacteriano a distintas concentraciones de aguas madres: en erlenmeyer y placas de Petri. Ambos medios contenían agua de peptona, nutrientes y distintos porcentajes de agua madre. En los medios líquidos dicho porcentaje cubrió el rango de 2,5 hasta 80%. En los sólidos, de 20 a 98%.

El agua de peptona se utilizó en distintos % m/v a fin de mantener una concentración constante de fuentes de nitrógeno y carbono. Para el testigo, 0% de agua madre, se utilizó agar nutritivo [15]. Los medios de cultivos sólidos se prepararon como se indica, a modo de ejemplo, en la Tabla N°1.

<b>Componentes</b>	<b>20%</b>	<b>40%</b>	<b>60%</b>	<b>80%</b>	<b>98%</b>
Volumen de medio	100 ml	100 ml	100 ml	100 ml	100 ml
Agua madre neutralizada	20 ml	40 ml	60 ml	80 ml	98 ml
Agua de peptona	78 ml	58 ml	38 ml	18 ml	0 ml
Solución de cloruro de amonio	1 ml	1 ml	1 ml	1 ml	1 ml
Solución de fosfato diácido de sodio	1 ml	1 ml	1 ml	1 ml	1 ml
Agar-agar	1,5 g	1,5 g	1,5 g	1,5 g	1,5 g

**Tabla N°1:** Preparación de los medios de cultivo

Luego, se calentaron los medios a baño maría hasta disolver el agar y se esterilizaron en autoclave a 1,5bar y 112°C por un lapso de 15 minutos.

### 3.3 Preparación de los inóculos

Se trabajó con inóculos bacterianos obtenidos de tres fuentes (Figura N°3)

1. Lodos de los sedimentadores, obtenidos del segundo sedimentador, cercano al sector de salida a la cámara de inspección correspondiente.
2. Efluente obtenido de la cámara de mezcla, receptora de los efluentes provenientes de los sedimentadores 1 y 2.

3. Raíces de las totoras, obtenidas a partir de plantas del Lecho de Lijado N°2.

Se realizaron recuentos de mesófilas totales de las tres fuentes para determinar las cargas bacteriales iniciales. A fin de estandarizar la carga bacteriana del inóculo y, a partir de los resultados obtenidos, se prepararon soluciones al 4% m/v de lodos y al 10% m/v de raíces. El efluente se utilizó sin diluir. Al momento del ensayo, se realizaron nuevos recuentos para conocer la carga bacteriana exacta inoculada.

3.3.1 Recuento bacteriano de los inóculos

Se realizaron diluciones de los inóculos con agua de peptona al 1% en condiciones de esterilidad. Dichas diluciones fueron 1/10, 1/10<sup>2</sup>, 1/10<sup>3</sup> y 1/10<sup>4</sup>. Se sembró luego, en placas de Petri con agar nutritivo, 1ml de cada dilución para cada uno de los tres inóculos. Se incubaron a 30°C por 48 horas y se determinó el número de UFC/ml por medio de recuento de colonias.

3.4 Pruebas de crecimiento en distintas concentraciones de efluente

3.4.1 Siembra en Erlenmeyers

El ensayo se realizó por duplicado (a y b), utilizando un inóculo por vez para medios de cultivo líquidos. Se usaron medios con concentraciones crecientes de agua madre como se detalla en la Tabla N°2. Se utilizaron erlenmeyers de 250 ml. Se esterilizaron por 2 horas a 140°C y en cada uno de ellos se adicionaron en esterilidad, 100 ml de medio y 1 ml del inóculo correspondiente por ensayo (1 ml de efluente, 1 ml de lodos al 4% m/v y 1 ml de raíces al 10% m/v). Se homogeneizaron al menos una vez por día para oxigenarlos y se incubaron durante 72 horas a 30°C en estufa. El esquema para cada inóculo es el siguiente:















INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE							
	2,5%		5%		10%		20%	
	a	B	A	b	a	b		
Raíces/Lodos/ Efluente								
Observaciones	0% (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes. Los erlenmeyers se mantuvieron estériles y oxigenados usando tapones de algodón.							

Tabla N°2: Esquema de siembra de inóculos en Erlenmeyers







INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE					
	40%		60%		80%	
	A	B	a	b	a	b
Raíces/Lodos/Efluente						
Observaciones	0% (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes. Los erlenmeyers se mantuvieron estériles y oxigenados usando tapones de algodón.					

TablaN°2: Esquema de siembra de inóculos en Erlenmeyers (continuación)

Para confirmar el crecimiento bacteriano en los erlenmeyers, se utilizaron los mismos medios de cultivo con el agregado de agar. Se tomó 1 ml de cada erlenmeyer y se lo sembró por inmersión en placas de Petri para el recuento de UFC/ml a las 48 horas.

### 3.4.2 Siembra en placas de Petri

El ensayo se realizó por duplicado (a y b) en medios de cultivo sólidos en placas de Petri esterilizadas para concentraciones crecientes de agua madre desde 0 a 98%. Se dividió cada placa en tres sectores para realizar la siembra por estriado de los tres inóculos al mismo tiempo. Se incubaron durante dos semanas en estufa a 30°C, monitoreando el crecimiento diariamente. El esquema de siembra se muestra en la siguiente tabla:

INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE											
	0%		20%		40%		60%		80%		98%	
	a	B	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Raíces/lodos/efluente												
Observaciones	0% (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes											

**TablaN°3:** Esquema de siembra de inóculos en placas de Petri

### 3.5 Aislamiento bacteriano y tinción de Gram

Se realizó el aislamiento de las distintas colonias bacterianas presentes en los inóculos, para lo cual, se observaron las características macroscópicas de las mismas, repicando en un pico de flauta a las consideradas diferentes, logrando así su aislamiento. Posteriormente, a cada una de ellas se le realizó una tinción de Gram, determinando las características microscópicas.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Caracterización de las aguas madres

Los resultados obtenidos en el proceso de caracterización del agua madre se presentan en la tabla a continuación.



Determinaciones	Resultados	Métodos
pH	2,61	SM*4500-H <sup>+</sup>
Pot. Redox (mV)	200,90	SM*4500-H <sup>+</sup> B
Conductividad (µs)	1010,00	SM*2510 B
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ppm)	22,80	SM*4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> B
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (ppm)	0,23	SM*4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B
DQO (ppm)	24451,00	SM*5220 D
DBO <sub>5</sub> (ppm)	14789,00	SM*5210 B
COT (ppm)	4575,00	SM*5310 D
Sólidos totales (g/L)	226	SM*2540 B
Sólidos volátiles (g/L)	94	SM*2540 E
Sólidos fijos (g/L)	132	SM*2540 E
Coliformes totales (CT)	< 3	SM*9221 B
Coliformes fecales (CF)	Ausencia	SM*9221 C
Turbidez (FAU)	13	Hach**8237
Color (Pt-Co)	722	Hach**8025

**Tabla N°4:** Ensayos y Métodos Normalizados. \* Standard Methods; \*\* Método HACH adaptado de Standard Methods

#### 4.2 Preparación de los inóculos









En la Tabla N° 5 se presenta la carga bacteriana determinada para cada uno de los inóculos. Se indica la carga final inoculada en los erlenmeyers, calculada a partir del promedio histórico, en cada uno de los ensayos de crecimiento:

Inóculo	Resultado [UFC/ml]
Efluente s/ diluir	$3,1 \cdot 10^4$
Lodos 4% p/v	$2,8 \cdot 10^4$
Raíces 10% p/v	$1,3 \cdot 10^6$







**Tabla N°5:** Resultados de carga bacteriana

#### 4.3 Pruebas de crecimiento en distintas concentraciones de efluente

##### 4.3.1 Resultados en Erlenmeyers

INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE							
	2,5%		5%		10%		20%	
	a	B	a	b	A	b	a	b
Raíces/Lodos /Efluente								
Resultado	Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		Se observa crecimiento	

**Tabla N°6:** Resultados de crecimiento a distintas concentraciones de efluente

INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE					
	40%		60%		80%	
	A	b	a	B	a	b
Raíces/Lodos/ Efluente						
Resultado	Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		No se observa crecimiento	

**Tabla N°6:** Resultados de crecimiento a distintas concentraciones de efluente (continuación)

El crecimiento microbiano se detecta por medio de la visualización del enturbiamiento del medio (Figura N°6) y se confirma mediante siembra en placa.



**Figura N°6:** Crecimiento a las 72 horas de realizada la siembra

#### 4.3.2 Confirmación del crecimiento bacteriano en erlenmeyers mediante recuento de colonias

En alguna de las diluciones ensayadas, se realizó un recuento de colonias siguiendo el procedimiento detallado en 3.3.1. En la tabla N°7 se muestran los resultados obtenidos.

INÓCULO	20% Inicial	20% 48hs	40% inicial	40% 48hs
Efluente	$7,5 \cdot 10^3$ UFC/ml	$>5 \cdot 10^9$ UFC/ml	$7,5 \cdot 10^3$ UFC/ml	$1,4 \cdot 10^9$ UFC/ml
Lodos 4%	$2,82 \cdot 10^2$ UFC/ml	$>5 \cdot 10^9$ UFC/ml	$2,82 \cdot 10^2$ UFC/ml	$4 \cdot 10^7$ UFC/ml
Raíces 10%	$4,97 \cdot 10^2$ UFC/ml	$2,86 \cdot 10^9$ UFC/ml	$4,97 \cdot 10^2$ UFC/ml	$2,86 \cdot 10^9$ UFC/ml

**Tabla N°7:** Resultados de la confirmación de crecimiento bacteriano

### 4.3.3 Resultados en placas de Petri







INÓCULO	PORCENTAJE DE AGUA MADRE											
	0%		20%		40%		60%		80%		98%	
	a	B	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Raíces/Lodos/Efluente												
Resultado	Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		Se observa crecimiento		No se observa crecimiento		No se observa crecimiento	

Tabla N°8: Resultados de crecimiento a distintas concentraciones de efluente

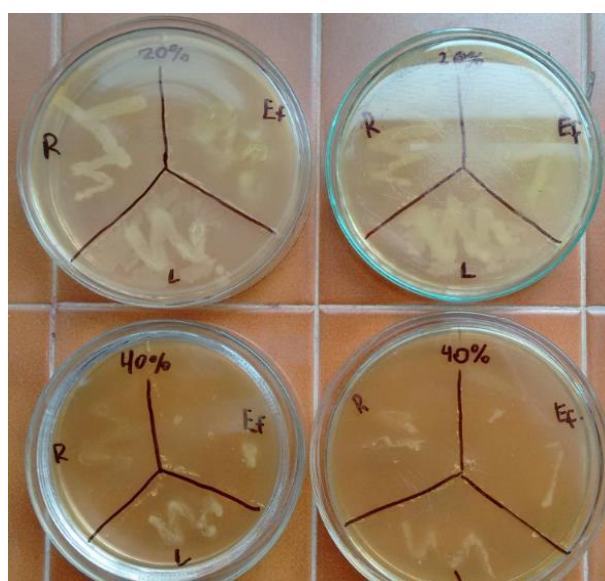


Figura N°7: Crecimiento a las 24 horas de realizada la siembra



Figura N°8: Crecimiento a las 72 horas de realizada la siembra

#### 4.4 Aislamiento bacteriano y tinción de Gram

De la siembra de los inóculos se identificaron visualmente 4 colonias diferentes. Una vez aisladas las mismas en picos de flauta con agar nutritivo, se les realizó una tinción de Gram. En la misma, se observaron cocos y cocobacilos Gram negativos, así como también, bacilos Gram negativos. Posteriormente se realizará la identificación de cada una a nivel de género y especie.

### 5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Analizando el efluente (agua madre) a tratar, se puede comprobar que el mismo egresa del proceso sin contaminación bacteriana. Ello está posiblemente relacionado con la alta temperatura de salida (alrededor de 96°C). Contiene elevada contaminación orgánica reflejada por su alta DQO y DBO. Esta se debe principalmente al ácido acético y al furfural. En cambio el contenido de nitrógeno es reducido. Se trata de un efluente con escasa turbidez (confirmada por los bajos valores de sólidos) y algo coloreado. Esto indica que es complejo y de características particulares.

Aunque aún no se han identificado las bacterias aisladas, a priori serían las mismas que se presentan en los distintos inóculos.

En los ensayos realizados en erlenmeyers, el crecimiento se observó por enturbiamiento, mucosidad y aparición de coloración blanquecina a las 72 horas. En las placas de Petri, tal desarrollo se verificó a través de la presencia de colonias en las estrías.

Se esperaba un retardo en el crecimiento, teniendo en cuenta el tiempo de adaptación que necesitan en general las poblaciones bacterianas para iniciar la etapa exponencial. Sin embargo, se obtuvo un rápido desarrollo en todos los ensayos positivos, lo que indicaría una posible adaptación de estos microorganismos al medio con aguas madres.

Aunque no se realizaron recuentos en cada uno de los ensayos positivos, de las observaciones tanto de la turbidez de los erlenmeyers como de las estrías realizadas en el medio agarizado, se desprende que existe un orden descendente en el crecimiento de las bacterias de los inóculos: lodos, raíces y efluente. Esto indicaría que las que están presentes en los lodos tendrían una mejor adaptación al medio con contenido de ácido acético y furfural.

El contenido de furfural en la muestra de AM con la que se trabajó es de 4,16 mM, inferior a las concentraciones informadas por otros autores en las que se presentó inhibición. Por ello, sería esperable percibir crecimiento bacteriano en todos los medios de cultivo. La inhibición del crecimiento se observa recién en proporciones de agua madre superiores (AM) al 60%. Lo cual es consistente con la falta de enturbiamiento o aparición de colonias en todos los ensayos con AM al 80 y 98%. Teniendo en cuenta que la cantidad de peptona de carne en cada placa era aproximadamente constante, lo que variaba era la concentración de AM. Por lo que, se infiere que la inhibición del crecimiento bacteriano podría estar asociada a una interacción entre el furfural y el ácido acético, a estas concentraciones.

Se concluye, que es posible el desarrollo de bacterias provenientes de los tres sectores de la planta de tratamiento, en los medios de cultivo conformados por distintas concentraciones de agua madre (hasta 60%). Se espera, en ensayos y trabajos posteriores, la identificación de las

cepas y realizar su aclimatación a fin de incorporarlas a un sistema de lechos fluidizados para efectuar la biorremoción del efluente en estudio.

## REFERENCIAS

- [1] Singh, N., Khan A. “Acetaldehyde: genotoxicity and cytotoxicity in human lymphocytes”. *Mutat. Res.* Vol. 337, pp. 9-17, (1995).
- [2] Zaldivar, J., Ingram, L., Martinez, A. “Effect of selected aldehydes on the growth and fermentation of ethanologenic *Escherichia coli*”. *Biotechnol Bioeng.* Vol. 65, pp. 24-33 (1999)
- [3]Boopathy, R. “Anaerobic biotransformation of furfural to furfuryl alcohol by a methanogenic archaeobacterium”. *International Biodeterioration & Biodegradation.* Vol.8, pp. 1070-1072,(2009).
- [4] Brune, G., Schoberth, S., Sahm, H. “Growth of a Strictly Anaerobic Bacterium on Furfural (2-Furaldehyde)”. *Applied and Environmental Microbiology.* Vol. 46, pp. 1187-1192, (1983).
- [5] López, M. J., Nichols, N. N., Dien, B. S., Moreno, J., Bothast, R. J. “Isolation of microorganisms for biological detoxification of lignocellulosic hydrolysates”. *Applied Microbiology and Biotechnology.* Vol. 64, pp. 125-131, (2004).
- [6] Wierckx, N., Koopman, F., Bandounas, L., De Winde, J. H., Ruijsenaars, H. J. “Isolation and characterization of *Cupriavidus basilensis* HMF14 for biological removal of inhibitors from lignocellulosic hydrolysate”. *Microbial Biotechnology.* Vol. 3, pp. 336-343, (2010).
- [7] Wirtz R.A., Dague R.R. “Anaerobic treatment of a furfural-production wastewater”. *Waste Managment.* Vol. 13, pp. 309-315, (1993).
- [8] Hong R., Jian Z., Qiuqiang G., Zhanglin L., Jie, B. “Analysis of biodegradation performance of furfural and 5-hydroxymethylfurfural by *Amorphotheca Resinae* ZN1”. *Biotechnology for Biofuels.* Vol. 7, pp. 51, (2014).
- [9] Singh, N., Khan A. “Acetaldehyde: genotoxicity and cytotoxicity in human lymphocytes”. *Mutat. Res.* Vol. 337, pp. 9-17, (1995).
- [10] Hong S. W., Han H. E., Chae K.S. “Detection of furfural and 2-furoic acid in bacterial cultures by HPLC”. *Journal of Liquid Chromatography.* Vol. 4, pp. 85–291, (1981).
- [11] Puyal P. “Diseño preliminar para el tratamiento de efluente de alta carga generado por actividad del procesamiento de tanino vegetal a partir del quebracho”. *New England Systems S.A.*(2010).
- [12] Panigatti, M., Griffa, C., Boglione, R., Gentinetta, F., Cassina, D., Siri, J., Torres, J., Rosso, P., Abraham, M., Ferreyra, D. “Diseño de un biorreactor de lecho fluidizado para tratamiento de cromo hexavalente”. *World Congress & Exhibition ENGINEERING,* (2010).
- [13] APHA, AWWA, WPCF *Standard Methods for the examination of water & wastewater.* Ediciones Díaz de Santos S.A 21<sup>st</sup> Edition (2005).
- [14] Carrillo, Leonor. *Microbiología Agrícola,* Universidad Nacional de Salta, Vol. 5, (2002).
- [15] Moreno, B., Diez, V., García, M., Menes, L., Gutiérrez, M., Polledo, F. *Microorganismos de los Alimentos: Técnicas de Análisis Microbiológicos,* Editorial Acribia, Vol. 1, (2000).



## CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS DEL CANAL SARANDÍ EN SU DESEMBOCADURA EN EL ESTUARIO DEL RÍO DE LA PLATA

Naser, María del C. <sup>1</sup>; Speltini, Cristina<sup>1</sup>, Bertini Liliana<sup>2</sup> y Vanarelli Mauro<sup>2</sup>

1: Departamento de Ingeniería Química  
Facultad Regional Avellaneda  
Universidad Tecnológica Nacional  
e-mail: mnaser@fra.utn.edu.ar  
e-mail: cspeltini@gmail.com

2: Departamento de Ingeniería Química  
Instituto Tecnológico Buenos Aires  
lbertini@itba.edu.ar  
mvanarelli@itba.edu.ar

**Resumen.** *La desembocadura es la parte más baja de un flujo de agua, como ocurre con este arroyo, es decir, aquella sección del canal Sarandí donde vierte las aguas al estuario del Río de la Plata. El arroyo Sarandí recorre varios partidos del sur del conurbano bonaerense siendo colector de efluentes industriales y pluviales. En su tramo final a cielo abierto, atraviesa el Polo Petroquímico Dock Sud, asentamientos precarios, quintas y relictos de selva marginal. Los denominados metales pesados en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la vida. Se realizó el fraccionamiento químico secuencial aplicando el esquema de Tessier, una herramienta analítica utilizada para evaluar la asociación y distribución de metales en la fase sólida. La toxicidad y movilidad de los metales pesados depende principalmente de su forma química y de cómo están ligados a la matriz sólida. Cuando los metales pesados quedan fijados por los sedimentos, su impacto medio-ambiental se reduce. Se ha encontrado que los metales se encuentran en muy baja concentración en la desembocadura del canal, unidos a la fase orgánica y a iones sulfuros que impide la movilización.*

*Estos datos permitirán aportar fundamentos para proceder al saneamiento de la zona.*

**Palabras clave** Especiación química, metales pesados, biodisponibilidad, remediación.

### 1. INTRODUCCIÓN

Se denomina sedimento a todo material previamente suspendido en una columna de agua que es depositado en el lecho del cauce. Puede ser considerado como una mezcla heterogénea de compuestos minerales y orgánicos mediante la asociación partícula-contaminante. Su importancia radica en la capacidad de inmovilizar metales pesados, plaguicidas y tóxicos orgánicos. Ciertos procesos físico-químicos pueden liberar estos compuestos modificando los

equilibrios presentes en los sedimentos. La “historia” de los contaminantes presentes en un curso de agua se puede encontrar en los sedimentos del mismo.

Los sedimentos del Canal Sarandí, como todo arroyo urbano, pueden crear problemas de contaminación debido a la presencia de elementos potencialmente tóxicos en los mismos, que a su vez pueden ser movilizados hacia el suelo, estar en posición de ser absorbidos por las plantas o ser lixiviados hacia los acuíferos afectando los suministros de agua potable.

En el país son escasos los estudios de sedimentos en cursos de agua, a diferencia de numerosos trabajos realizados en distintas universidades de otros países. No obstante, un informe [1] indicó la presencia de metales pesados en el Canal Sarandí; se detectó, en orden decreciente de abundancia: cromo, zinc, cobre, plomo y cadmio.

Los metales pesados pueden ingresar a las redes tróficas por distintos mecanismos y ocasionar en primera instancia bioacumulación y una posterior biomagnificación a través de los niveles tróficos superiores.

Los estudios sobre la presencia de estos metales en el medio ambiente, pretenden conocer al menos la toxicidad específica de los mismos.

La determinación directa de la asociación específica del metal en el sedimento es muy difícil, debido a la gran variedad de fases del sólido con las que pueden combinarse los metales [2].

Los metales pesados debido a sus características, no son eliminados del ambiente por procesos naturales y tienen tendencia a acumularse en diferentes sustancias orgánicas y minerales, ocupando un lugar importante dentro de los contaminantes químicos y por lo tanto su determinación tiene carácter prioritario en las muestras ambientales.

La búsqueda de un curso por hallar su nivel de base absoluto, es decir, por llegar a su desembocadura [3], constituye una de las obras de ingeniería más fascinantes que se pueden encontrar en la naturaleza. Tanto las formas geométricas que adopta una cuenca como red de drenaje (radial, dendrítica, rectangular, enrejada) como la dirección que sigue su colector central (rectilínea, meandrosa, etc.) sintetizan una serie de factores que han condicionado la dinámica hidrológica del curso de agua como su régimen de alimentación ya sea superficial o subterráneo, la topografía, el relieve de las zonas que atraviesa, la textura del suelo, el tipo de materiales transportados, la carga de fondo, etc. El arroyo Sarandí se encuentra entubado en casi todo su recorrido y antes de su desembocadura ha sido canalizado, es decir su morfología original ha sido modificada.

En abril del año 2014 se produjo una importante bajante histórica del Río de la Plata, según consta en la tabla de mareas para el puerto de Buenos Aires que permitió acceder al muestreo de sedimentos en la desembocadura del Canal Sarandí por vía terrestre. Esta bajante, del orden de los 2 m en el río, se debió a los fuertes vientos registrados del oeste, coincidente con la marea propia del régimen de flujo del estuario del Río de la Plata.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS: Localización de los puntos de muestreo**

Se fijaron nueve puntos de muestreo (tabla N° 1) que fueron georreferenciados por su accesibilidad, aprovechando una bajante histórica del Río de la Plata el día 9 de abril de 2014.



Punto muestreado	Latitud	Longitud
1	34°39'28.82"S	58°18'57.37"O
2	34°39'26.80"S	58°18'55.25"O
3	34°39'28.98"S	58°18'55.59"O
4	34°39'27.30"S	58°18'53.60"O
5	34°39'28.79"S	58°18'53.71"O
6	34°39'27.30"S	58°18'57.93"O
7	34°39'25.80"S	58°18'56.00"O
8	34°39'25.75"S	58°18'58.20"O
9	34°39'23.60"S	58°18'51.17"O

**Tabla N° 1:** Coordenadas geográficas de los puntos monitoreados

Según la norma IRAM 29012 el almacenamiento comienza cuando se toma la muestra. Todos los métodos de almacenamiento afectan la muestra en alguna forma y la elección de la técnica de preservación depende principalmente del objetivo del muestreo realizado. Se observaron, tal como indica la norma, las medidas de higiene y de seguridad cuando se tomaron las muestras de sedimentos por considerarlos potencialmente peligrosos.

Las muestras fueron refrigeradas y mantenidas en la oscuridad, a temperaturas de 2 a 5°C durante 1 mes. Para el procesamiento de las muestras, se dispuso del material de los laboratorios pertenecientes al Departamento de Ingeniería Química de la UTN-FRA (balanzas, estufa, tamiz) y del Laboratorio del Centro de Ingeniería en Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Buenos Aires (agitadores, placas calefactoras, peachimetro, equipo de Absorción Atómica).

### **Proceso de secado y tamizado**

Las muestras obtenidas se secaron en estufa a temperatura constante de 105 °C por 24 hs [4], adquiriendo una coloración gris. Las muestras se secaron en una estufa Dalvo, lo que permitió almacenarlas por un período de 4 meses. Luego fueron tamizadas con un tamiz de ensayo para laboratorio Marca Zonytest, cuerpo ABS sobre normas ASTM E-11/70, según normas IRAM 1501 con malla certificada sobre normas ISO 3310-1, Industria Argentina. Se utilizaron malla 12 de 1680 µm, malla 20 de 840 µm y malla 70 de abertura de 210 µm.

Las muestras secas y tamizadas se colocaron en recipientes herméticamente cerrados de

polietileno tipo ziploc con la indicación del punto de muestreo. Los análisis se realizaron en un equipo de Absorción Atómica por llama marca Thermo Scientific, modelo ICE 3500.

Las curvas de calibrado para cada catión se realizaron a partir de diluciones de soluciones estándar: 1000 mg/L  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  en 0,5 mol/L  $\text{HNO}_3$ , (Merck, Alemania), 1000 mg/L  $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3$  en 0,5 mol/L  $\text{HNO}_3$ , (Merck, Alemania), 1000 mg/L  $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$  en 0,5 mol/L  $\text{HNO}_3$ , (Merck, Alemania), 1000 mg/L  $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2$  en 0,5 mol/L  $\text{HNO}_3$ , (Merck, Alemania) y una solución concentrada conteniendo 1,0 g de hierro al que se le adicionan 100 mL de HCl y se lleva a 1 L mediante el agregado de agua ultrapura (Fluka Chemie GmbH, Switzerland).

El equipo presenta una detección para Cr > 0,0054 ppm; Pb > 0,013 ppm; Ni > 0,008 ppm y Cu > 0,0045 ppm.

Un muestreo indagatorio realizado aguas arriba según la Norma EPA 3050 B, indicó la presencia de plomo, níquel, cromo, cobre, hierro, cadmio, mercurio, cinc y arsénico [5].

#### **Esquema Tessier:**

Se midió el contenido de Cu, Cr, Ni y Pb para las fracciones líquidas obtenidas. Se pretende obtener un registro de valores relevantes de los mencionados metales, El Cu se relaciona con el uso agrícola intensivo, mientras que Pb, Ni y Cr muestran una estrecha vinculación con el uso industrial del suelo, [6].

(F1) FRACCIÓN DE METALES INTERCAMBIABLES: Se pesaron 3 g de muestra seca y tamizada, adicionándole 24 mL de solución 1 M de  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  con agitación constante de 190 rpm y llevando a pH 7 con solución 0,103 M de NaOH durante 1 h. Se centrifugó la solución resultante por 20 min, el sobrenadante se colectó para análisis por AA.

(F2) FRACCIÓN DE METALES ENLAZADOS A CARBONATOS: Al sólido resultante de la etapa anterior se le adicionaron 24 mL de una solución 1 M de  $\text{NaAc} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ , llevado a pH 5 con solución de ácido acético glacial 99,8 %. Y se mantuvo en agitación durante 5 h a temperatura ambiente. Se centrifugó por 15 min y se separa el líquido para cuantificar y el sólido se utiliza para continuar con la fracción siguiente.

(F3) FRACCIÓN DE METALES ENLAZADOS A ÓXIDOS DE Fe y Mn: El residuo de la fracción anterior se puso en contacto con 60 mL de clorhidrato de hidroxilamina  $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$  0,04 M, que se ha disuelto previamente en ácido acético (99 %) al 25 % en volumen. Se agitó en baño de agua durante 4 h a temperatura ambiente, se centrifugó y la fracción líquida se filtra y se reserva para análisis por Absorción Atómica.

(F4) METALES ENLAZADOS A MATERIA ORGÁNICA: Se reaccionó el residuo sólido de la fracción anterior con 9 mL de  $\text{HNO}_3$  0,02 M y 15 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , al 30 %, a pH 2 durante 2 h en baño de arena a 85 °C. Pasado este tiempo, se adicionaron otros 9 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 30 %, continuando la agitación por 3 h a la misma temperatura. Luego de enfriada, se mezcló la solución obtenida con 15 mL de acetato de amonio, y se llevó a un volumen final de 60 mL por dilución con agua destilada. Nuevamente se sometió a agitación, a temperatura ambiente por 30 min. La muestra se centrifugó por 15 min, reservando la fracción líquida para análisis por Absorción Atómica y se continuó el esquema con el residuo sólido.

(F5) FRACCIÓN RESIDUAL: Se trató al residuo procedente de la extracción anterior con  $\text{HNO}_3$  2 M por 2 h a 100 °C en un baño de arena. Se centrifugó por 15 min, para obtener la última fracción líquida para análisis por Absorción Atómica y el sólido se desechó.

En esta etapa se extrajeron los metales enlazados a formas químicas más estables.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Análisis físicos:

A la hora de descifrar el contenido mineralógico se tomaron como referencia los resultados obtenidos en muestras a 1500 m de la costa, en sedimentos del mismo curso de agua donde se utilizó la técnica de difracción de rayos X, técnica utilizada para determinar cualitativamente y cuantitativamente el contenido mineral. El sedimento pudo ser catalogado como limo-arcilloso en una de las márgenes y como arcilloso en otra. La diferencia entre sedimentos arenosos o limosos, sólo radica en los tamaños de granos de cuarzo, feldespato, etc. El limo es más fino que la arena (0,004 mm hasta 0,062 mm), la arena abarca desde los 0,064 mm hasta 2,00 mm de diámetro [5]. Los suelos arcillosos retienen más metales por adsorción. Por el contrario, los arenosos carecen de capacidad de fijación y puede contaminar el nivel freático. El resultado de 2,011 % de materia orgánica obtenido en muestras de sedimentos aguas arriba indica que la MO del sedimento del Canal Sarandí está dentro de los parámetros esperables, ya que el contenido de la misma, debe estar comprendido entre 0,5 y 5 %, teniendo en cuenta la clasificación del contenido de MO según la textura como se muestra en la Tabla 2.

arenoso	Franco	arcilloso	Clasificación
< 0,7	< 1,0	< 1,2	Muy bajo
0,7 – 1,2	1,0 – 1,5	1,2 – 1,7	Bajo
1,2 – 1,7	1,5 – 2,0	1,7 – 2,2	Normal
1,7 – 2,2	2,0 – 2,5	2,2 – 3,0	Alto
> 2,2	> 2,5	> 3,0	Muy alto

Tabla N° 2- Clasificación de suelos de acuerdo al porcentaje de materia orgánica.

La materia orgánica presenta afinidad por los metales pesados. Si el metal pesado se encuentra en disolución (en las fracciones 1 a 3 de la especiación realizada), formará complejos orgánicos solubles que podrán polimerizarse sobre los complejos moleculares del humus. También podrán formarse complejos insolubles con los compuestos del humus. De esta forma, la materia orgánica medida en el sedimento actuará como reservorio de los metales pesados, si bien puede transferirlos a la fase acuosa si se produce su descomposición al modificar el medio y convertirlo en ácido u oxidante. El ácido fúlvico es otro componente orgánico de los sedimentos, es un tipo de ácido húmico débilmente polimerizado. Junto con las arcillas y el hierro presentes en este sedimento, este ácido forma complejos coloidales que por lixiviación son desplazados hasta cierta profundidad, donde finalmente flocularán como consecuencia de la actividad bacteriana

### 4.2. Análisis químicos:

Se decidió estudiar la biodisponibilidad del cromo y plomo, (perjudiciales para el medio ambiente), níquel y cobre como presuntos metales vinculados a la contaminación

antropogénica. La República Argentina no tiene una norma establecida para contaminación de sedimentos, aunque si existe regulación de niveles máximos de metales en aguas y residuos peligrosos según la ley N° 24051. Si los valores encontrados son menores a los que indica la ley, podrían ser considerados como residuos no peligrosos. Éstos últimos se listan en la tabla N° 3.

<b>Metal</b>	<b>Uso agrícola (ppm)</b>	<b>Uso residencial (ppm)</b>	<b>Uso industrial (ppm)</b>
Cu	150	100	500
Ni	150	100	500
Pb	375	500	1000
Cr	750	250	800

**Tabla N° 3-** Valores máximos de concentración de metales en suelos (mg/kg) admitidos por la ley 24051 de residuos peligrosos en Argentina.

Al no disponer de valores de referencia nacionales en sedimentos, se optó por considerar los valores de la European Commission (Joint Research Centre) en base a lo establecido por los países pertenecientes a dicha comisión (UK, Netherlands, Dinamarca, Bélgica, República Checa, Eslovaquia Alemania, Austria, Suiza, Finlandia, Italia, Polonia). Estos valores límites están presentados en la tabla 4.

<b>Metal pesado</b>	<b>Valor aceptable (ppm)</b>	<b>Valor inaceptable (ppm)</b>
Cr	Hasta 100	380
Pb	Hasta 85	530
Cu	Hasta 36	190
Ni	Hasta 35	210

**Tabla N° 4** Valores para metales pesados en sedimentos (JRC, European Commission)

Habiendo sometido las muestras de sedimento al proceso de especiación química secuencial, a continuación se muestran los resultados, que permiten determinar si algunos de ellos está biodisponible, significando un peligro para la biota.

La fracción intercambiable (F1) de los cuatro metales estudiados Cu, Ni, Cr y Pb, que es la más lábil y biodisponible, presentó en la mayoría de los casos una concentración menor a las demás, según se muestra en los resultados.

**Plomo:** Los gráficos 1 al 9 indican la presencia de este metal pesado en cada uno de los puntos de muestreo indicados en la tabla N°1 a una profundidad de 0 cm y 30 cm según de indica en los gráficos.

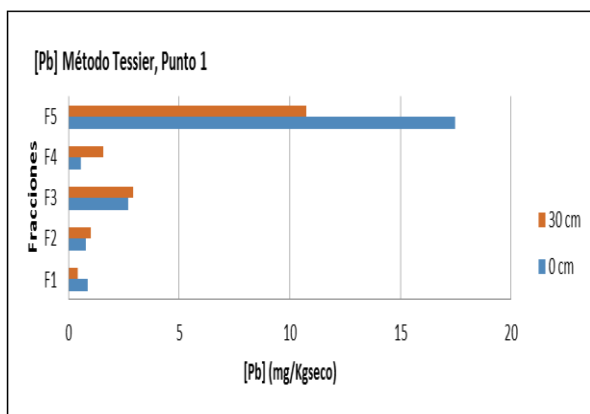


Gráfico 1- Pb, método Tessier-Punto 1

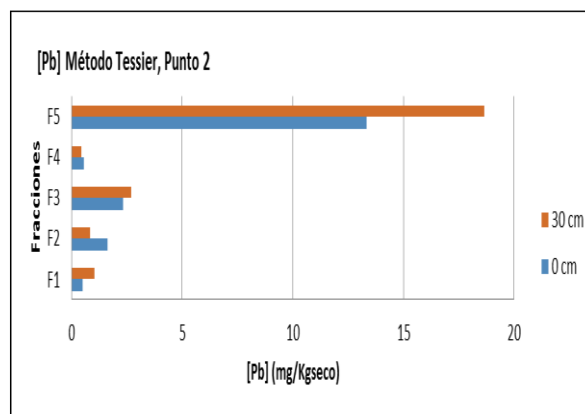


Gráfico 2- Pb, método Tessier-Punto 2

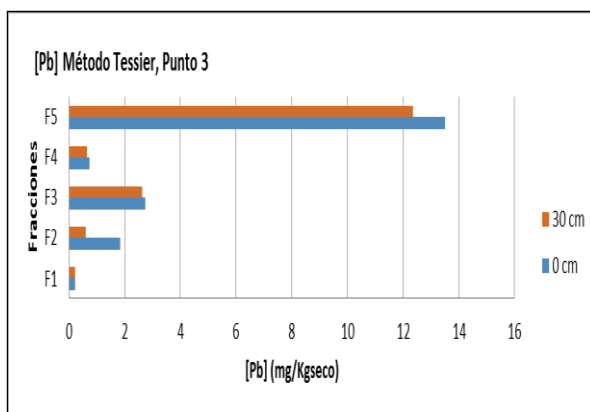


Gráfico 3- Pb, método Tessier-Punto 3

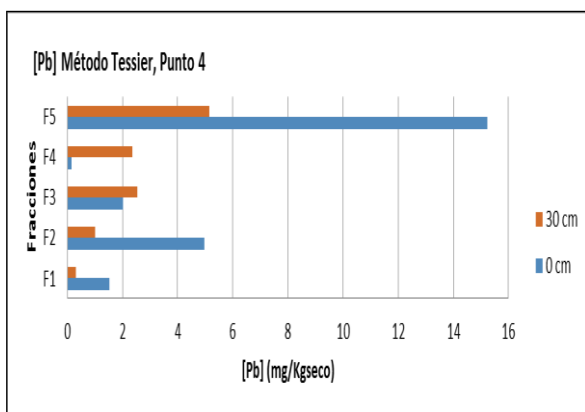


Gráfico 4- Pb, método Tessier-Punto 4

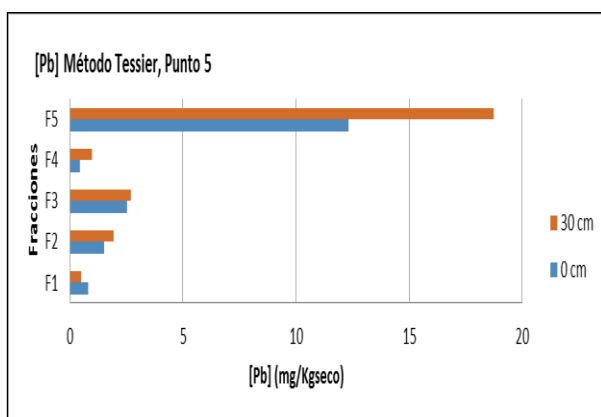


Gráfico 5- Pb, método Tessier-Punto 5

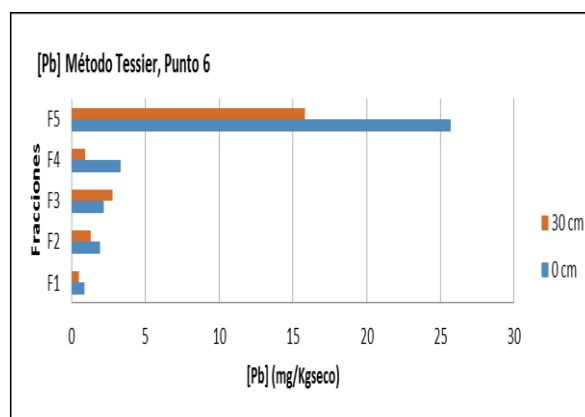


Gráfico 6- Pb, método Tessier-Punto 6

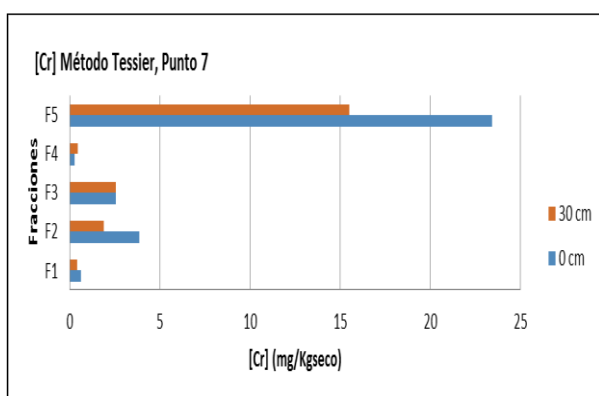


Gráfico 7- Pb, método Tessier-Punto 7

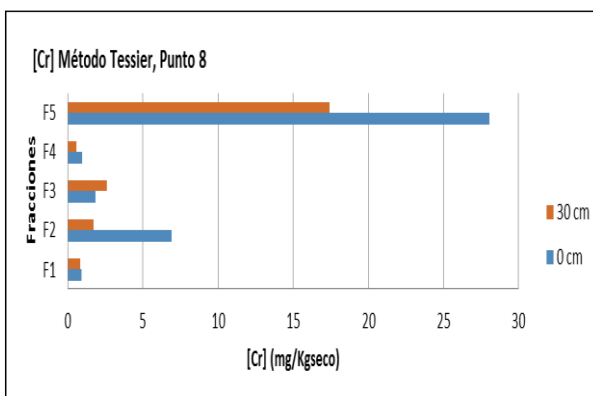


Gráfico 8- Pb, método Tessier-Punto 8

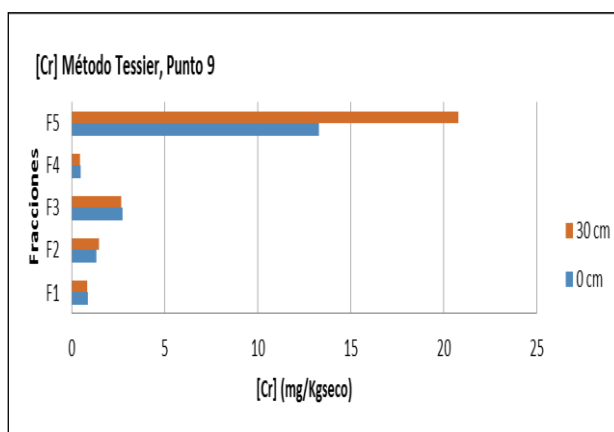


Gráfico 9- Pb, método Tessier-Punto 9

Analizando la presencia de plomo, se lo detecta en muy bajas concentraciones en las tres primeras fracciones, lo que nos está indicando que no se encuentra biodisponible. Su concentración aumenta en las fracciones del metal unido a materia orgánica y a sulfuros pero no supera en ningún punto de muestreo en la desembocadura del arroyo los valores máximos permitidos para la norma europea (de 85 ppm), no solo a 30 cm de profundidad del sedimento sino también en la superficie. Se presenta en la imagen N°1 las concentraciones (en ppm) de las fracciones biodisponibles en la toma de muestras superficial del plomo en cada punto de muestreo a fin de ilustrar la pluma de contaminación.



Imagen N° 1, Concentración de Pb (en ppm) superficial en fracciones F1, F2 y F3

**Cromo:** Los gráficos del 10 al 19 muestran las concentraciones de este metal pesado en los 9 puntos de muestreo georreferenciados.

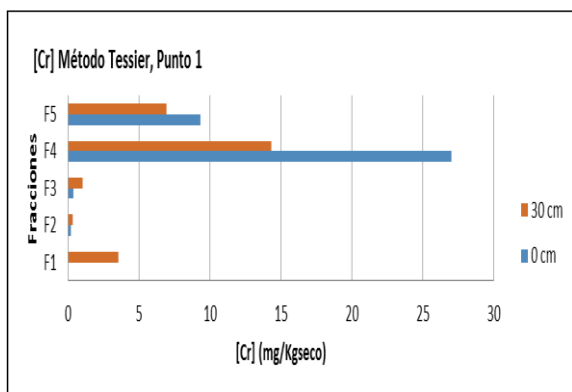


Gráfico 10- Cr, método Tessier-Punto 1

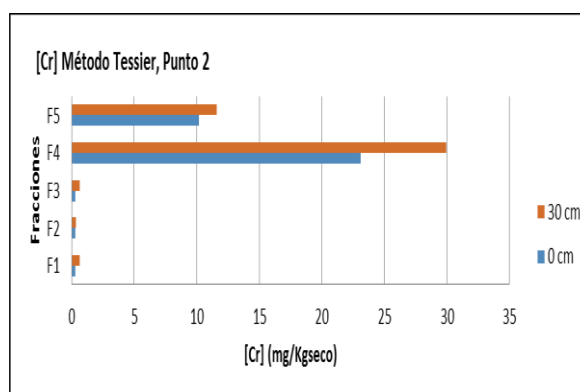


Gráfico 11-Cr, método Tessier-Punto 2

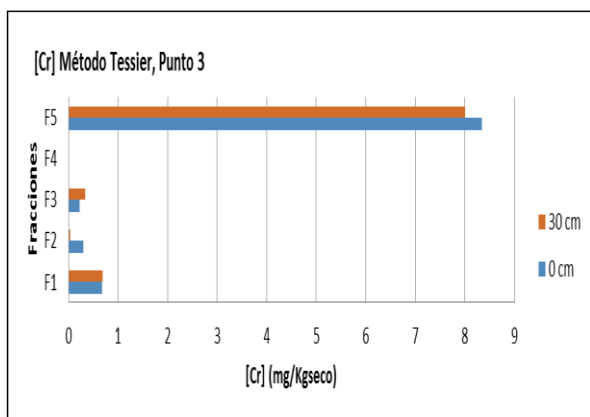


Gráfico 12-Cr, método Tessier-Punto 3

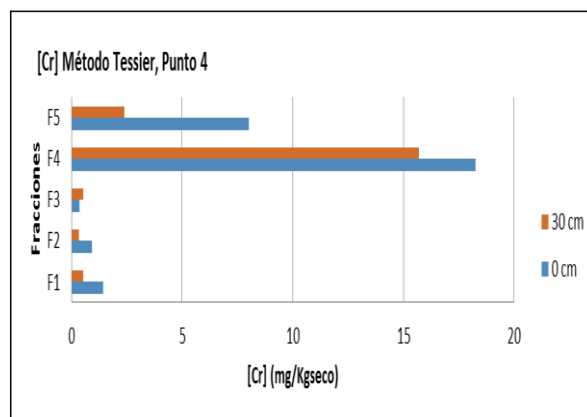


Gráfico 13-Cr, método Tessier-Punto 4

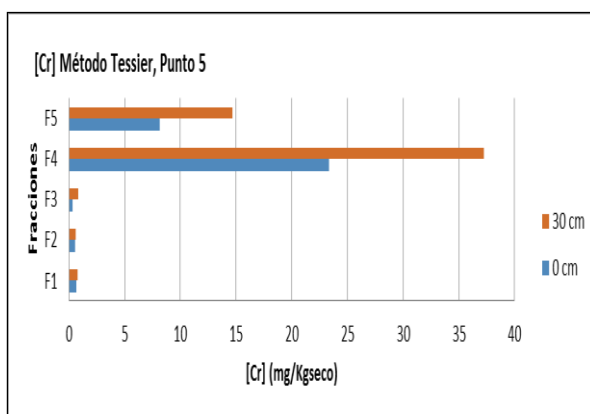


Gráfico 14-Cr, método Tessier-Punto 5

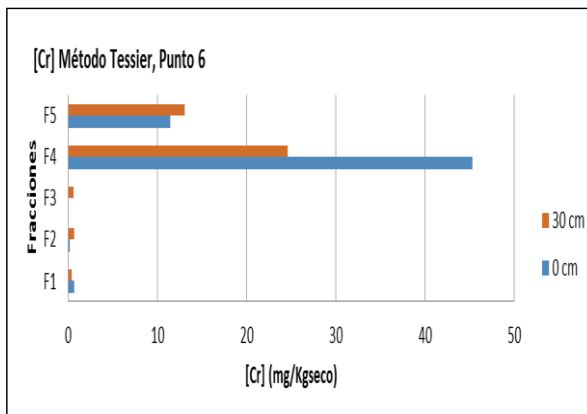


Gráfico 15-Cr, método Tessier-Punto 6

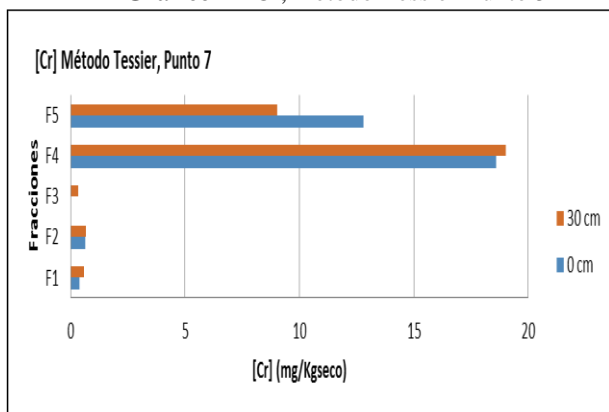


Gráfico 16-Cr, método Tessier-Punto 7

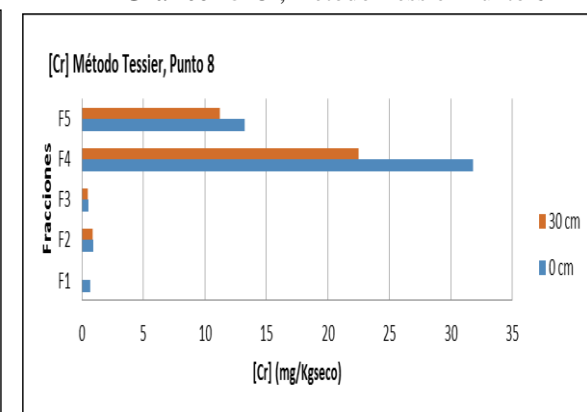
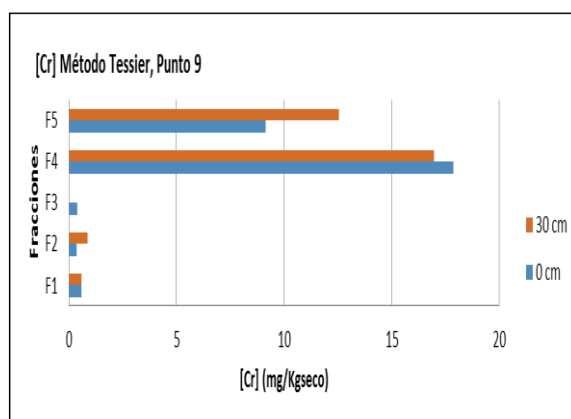


Gráfico 17-Cr, método Tessier-Punto 8





**Gráfico 18-Cr, método Tessier-Punto 9**

Las concentraciones de este metal tampoco son reveladoras, según se indica en los resultados obtenidos en los 9 sitios de muestreo y en ningún punto de la pluma de desembocadura del arroyo superan los 130 ppm tomados como referencia en base a la norma europea.

Se observa que si bien las mayores concentraciones se encuentran en las fracciones no biodisponibles (F4 y F5), éstas resultan ser en algunos puntos 100 veces menores que las encontradas a 1000 m de la costa.

No obstante se mantiene una condición observada en los análisis realizados en el Canal a la altura del Polo Petroquímico: la presencia de cromo se detecta no solo a 30 cm de profundidad, sino también en las capas superficiales, claro indicador de que la contaminación no se ha detenido en los últimos años, si bien en algunos puntos ha disminuido.

La presencia de cromo se debe a contaminación antropogénica, ya que no es un metal que se encuentra originariamente en la naturaleza.

La imagen N°2 revela las concentraciones superficiales de cromo que se encuentran disponibles para la biota, es decir presentes en las fracciones 1, 2 y 3 del esquema de Tessier aplicado a las muestras.

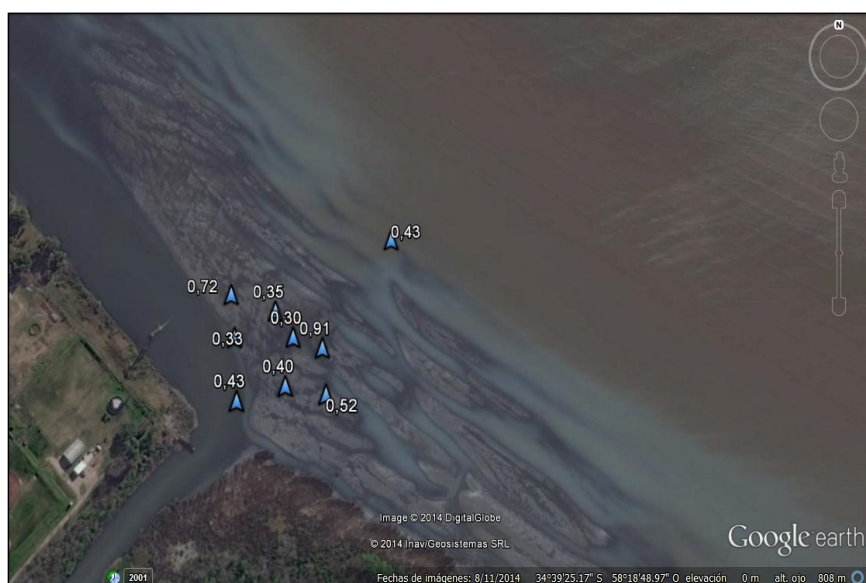


Imagen N°2, Concentración de Cr (en ppm) superficial en fracciones F1, F2 y F3, biodisponibles

**Cobre:** Tal como ocurrió en los análisis realizados en otros puntos de muestreo del canal Sarandí la concentración de este metal pesado es muy baja. En ninguno de los puntos analizados de la pluma del arroyo Sarandí supera las 70 ppm tomadas como referencia en base a la norma europea. Alguno de los resultados obtenidos en los análisis se muestran en los gráficos 19 al 22.

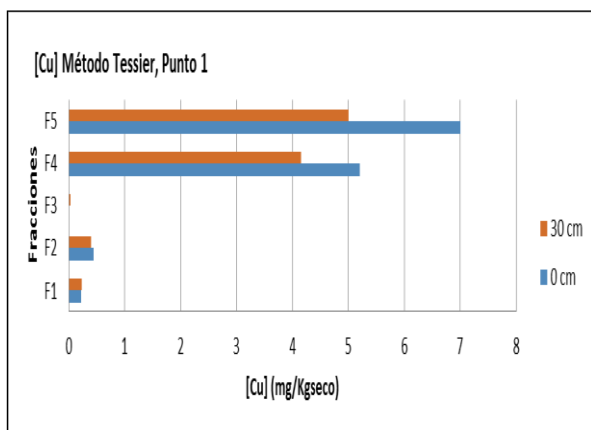


Gráfico 19-Cu, método Tessier-Punto 1

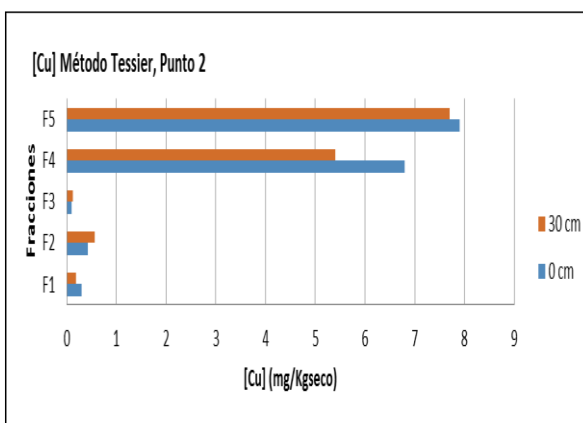


Gráfico 20-Cu, método Tessier-Punto 2

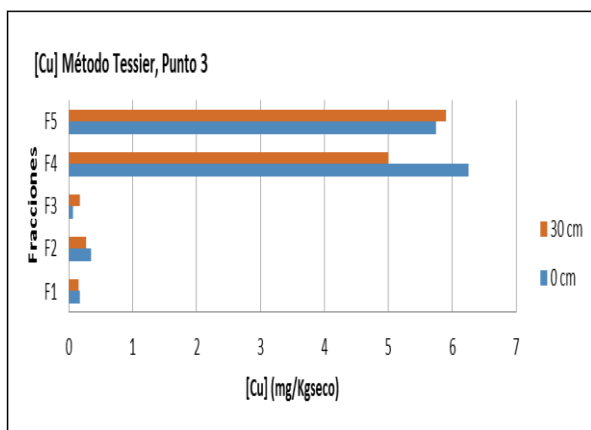


Gráfico 21-Cu, método Tessier-Punto 3

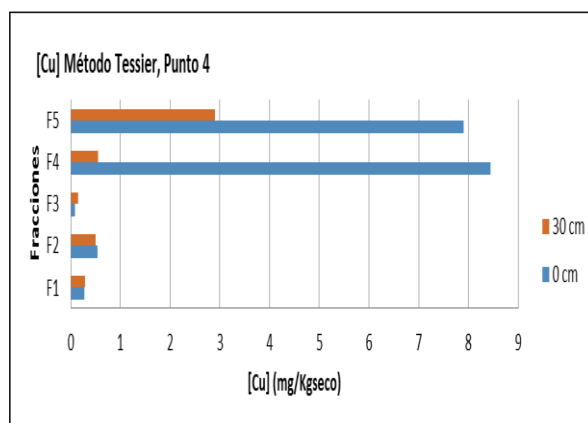


Gráfico 22-Cu, método Tessier-Punto 4

La imagen N°3 pone de manifiesto las concentraciones superficiales de cobre que se encuentran biodisponibles, es decir presentes en las fracciones 1, 2 y 3 del esquema de Tessier aplicado a las muestras estudiadas.

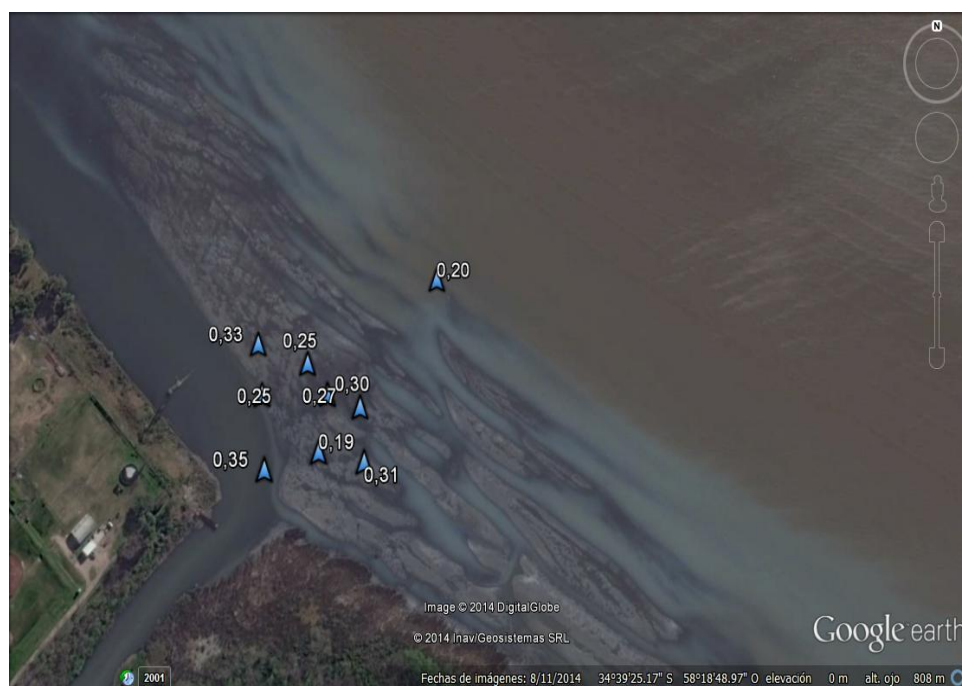


Imagen N°3, concentración de Cu (en ppm) superficial en fracciones F1, F2 y F3, biodisponibles

**Níquel:** Se realizó la determinación de níquel en las muestras que fueron sometidas a la digestión según el esquema secuencial. Algunos resultados obtenidos medidos por concentraciones según las distintas fracciones se muestran en los gráficos 23 al 26.

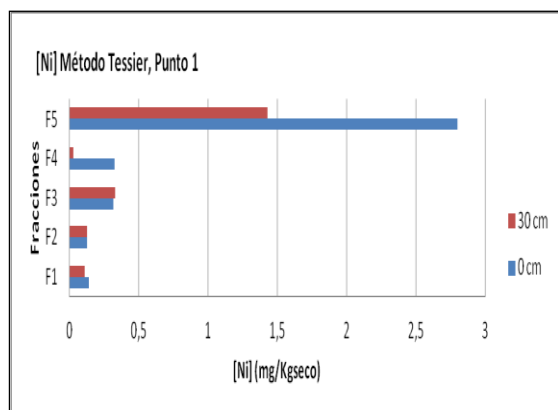


Gráfico 23-Ni, método Tessier-Punto 1

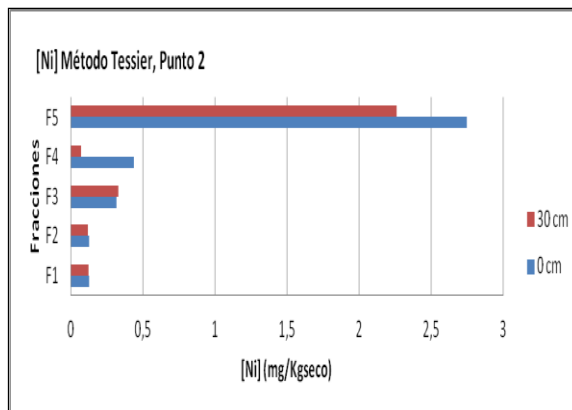


Gráfico 24-Ni, método Tessier-Punto 2

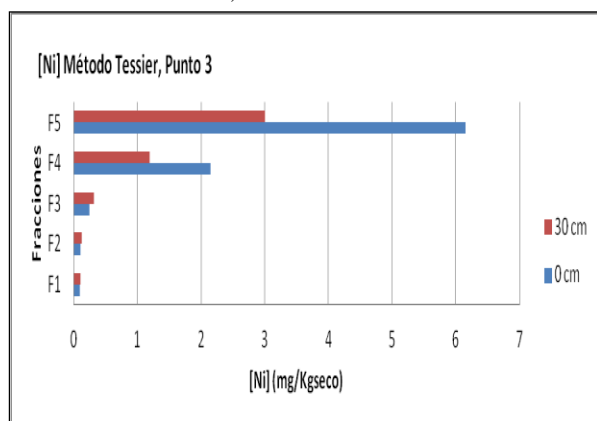


Gráfico 25-Ni, método Tessier-Punto 3

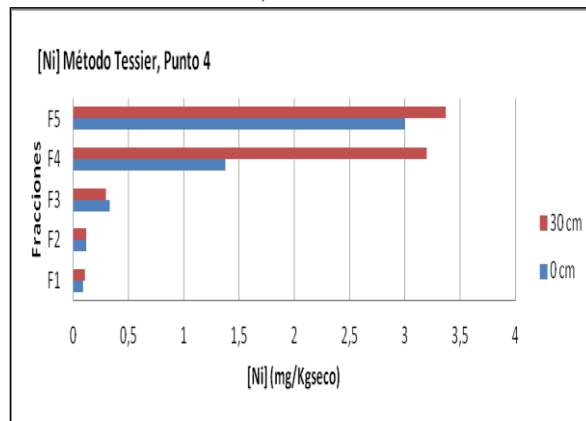
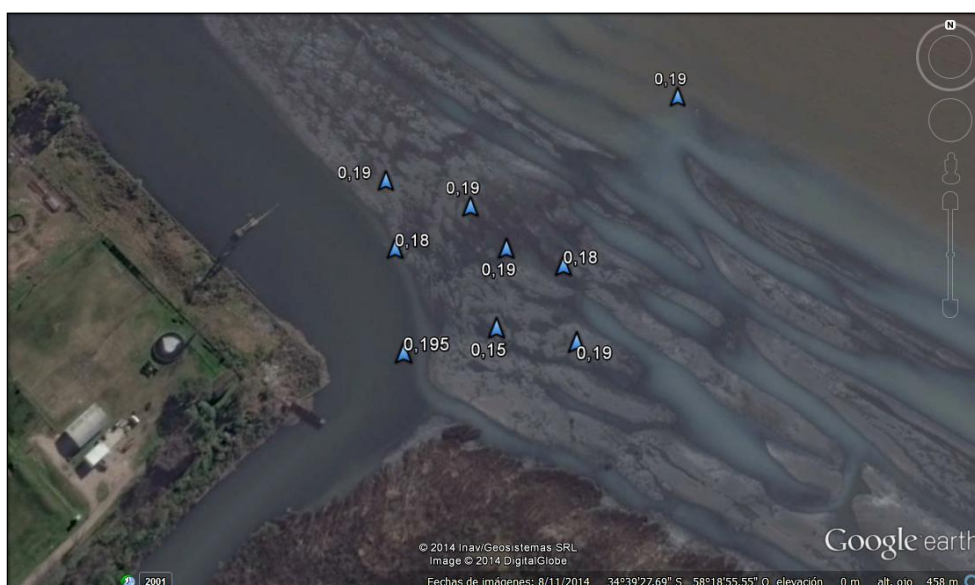


Gráfico 26-Ni, método Tessier-Punto 4

Las concentraciones de Ni son muy bajas y en ninguno de los puntos de la pluma del canal presentan valores de riesgo. No obstante se repite el esquema de los análisis anteriores, si bien a 30 cm de profundidad, disminuye la presencia de este metal pesado, a nivel superficial se sigue detectando su presencia, es decir, continúa la contaminación.

La imagen N°4 muestra las concentraciones superficiales de níquel que se encuentran biodisponibles, es decir presentes en las tres primeras fracciones del esquema de Tessier aplicado a las muestras estudiadas.



**Imagen N°4.** Concentración de Ni (en ppm) superficial en fracciones F1, F2 y F3, biodisponibles

## 5. Conclusiones

Las desembocaduras de cursos de agua conllevan sedimentos transportados por el agua que se diluyen y precipitan. Una desembocadura a menudo se prolonga bajo el agua mediante una zona de sedimentación. En este caso el caudal de agua se ve modificado por los vertidos que tienen su descarga en el canal rectificado pero no presentan gran movimiento de la masa líquida. El plomo, que constituye un insumo para la metalurgia, la plomería, la pinturería tampoco tiene presencia en la zona de muestreo. El cromo, utilizado fundamentalmente por las curtiembres, la metalurgia, papelería e industria textil llega a niveles más altos pero no supera los valores límites tomados en cuenta en este trabajo.

El cobre, tradicionalmente utilizado en electricidad, metalurgia, en el tratamiento de la madera y otras ramas, afecta el desarrollo de la vida acuática a lo largo de un curso de agua, pero su presencia en el sedimento no es relevante considerando las normas europeas para valores de riesgo insignificante, no llegando a estar en ninguna oportunidad por encima de estos valores guía. Según los análisis realizados, las concentraciones halladas en los contaminantes son muy bajas, por tanto la biodisponibilidad es escasa para la biota. Este trabajo pretende contribuir al estudio realizado en las zonas costeras del Río de la Plata. Los resultados obtenidos muestran que los sedimentos de este Canal son un importante sumidero de metales pesados y que todavía siguen teniendo capacidad de adsorberlos. Y también que la remoción de esos sumideros o su oxigenación, tendiente a incrementar las tasas de descomposición de materia orgánica, podría implicar un alto riesgo ambiental al promover la liberación de metales pesados al medio y su potencial oxidación hacia formas de mayor movilidad y elevada toxicidad.

Con los valores del estudio de sedimentos del canal Sarandí y su pluma de desembocadura se podrá realizar una simulación del transporte de contaminantes de la zona de estudio.

## 6. REFERENCIAS

- [1] Ministerio de Defensa- SHN. Di Vincenzo A., Rey Alvarez R. Informe final de la segunda campaña. Programa de monitoreo integrado de calidad de agua superficial y sedimentos de la cuenca Matanza Riachuelo y del Río de la Plata y sistematización de la información generada.(2012)Disponible en URL:  
<http://www.acumar.gov.ar/Informes/Control/CalAmb/Julio2012>
- [2] Fabrizio de Iorio, A. *Dinámica de metales en la cuenca Matanza-Riachuelo*. Cátedra de Química Analítica-Facultad de Agronomía UBA, (2011)
- [3] Barsky, *Buenos Aires y su organización espacial. Caracterización de las situaciones ambientales asociadas a la dinámica de las cuencas hidrográficas que atraviesan un territorio metropolitano*, Ediciones Ciccus-Universidad Nacional de General Sarmiento, Buenos Aires, (2011)
- [4] Pérez-Cid B., Lavilla I. y Bendicho C. *Application of microwave extraction for partitioning of heavy metals in sewage sludge*. Anal. Chim. Acta 378, 201-210. (1999).
- [5] Naser M.del C., Speltini C. *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: contribuciones de la IV Reunión Anual PROIMCA y II Reunión Anual PRODECA* (2013)
- [6] Silva Busso,A; Santa Cruz,J. *Hidrogeología, Hidrogeoquímica, Uso de la tierra, Contaminación, Riesgo* Título Revista: Ecología austral, (2005)

## EVALUACIÓN DE LOS LIXIVIADOS OBTENIDOS EN EL RELLENO SANITARIO DE LA CIUDAD DE RAFAELA, SANTA FE

Panigatti, Ma. Cecilia<sup>1</sup>, Boglione, Rosana<sup>1</sup>, Griffa, Carina<sup>1</sup>,  
Schierano, Ma. Celeste<sup>1</sup>, Asforno, Melina<sup>1</sup>, Aimó, Corina<sup>1</sup>, Gutiérrez Rubén<sup>2</sup>.

1: Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela.

Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe

TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

labquimicautn@gmail.com

2: Municipalidad de Rafaela.

**Resumen:** *Para mitigar la problemática de la disposición inadecuada de residuos, se utilizan técnicas que brindan una disposición final a los desechos sin afectar el medio ambiente, tal es el caso de los rellenos sanitarios (RS). El funcionamiento del mismo genera biogás y lixiviados a partir de la descomposición de residuos. En la ciudad de Rafaela, provincia de Santa Fe, esta técnica es aplicada desde julio de 2003. El objetivo del trabajo, es evaluar las características de los lixiviados producidos en el Relleno Sanitario de la ciudad. Dentro de las celdas impermeabilizadas se disponen los residuos orgánicos y se ubican puntos para extraer y monitorear los líquidos residuales generados, los cuales actualmente son recirculados en la misma celda. Para evaluar los mismos, se analizaron, desde el año 2005, parámetros fisicoquímicos tales como DQO, D.B.O.<sub>5</sub> y metales, entre otros, en sitios de monitoreo ubicados en las celdas. Los valores promedios obtenidos de DQO y DBO son 3865,3 y 1336,6 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente, siendo superiores a los establecidos por la legislación de la provincia para el volcamiento de efluentes. Según la legislación, estos efluentes deben tratarse previo al vertido en canal abierto. El tratamiento de los lixiviados, está planificado para su ejecución por la Municipalidad de Rafaela.*

**Palabras claves:** Relleno Sanitario, lixiviado, contaminación.

### 1. INTRODUCCIÓN

La ciudad de Rafaela cuenta actualmente con más de cien mil habitantes y posee una amplia y variada actividad industrial, conformada principalmente por industrias metalmecánicas, alimenticias y de envases.

Desde el año 2003, la Municipalidad de la ciudad, posee un Relleno Sanitario (RS), el cual está ubicado dentro del espacio físico denominado Planta de Tratamiento y Disposición final de Residuos Sólidos Urbanos (R.S.U.) y Residuos Sólidos Especiales (R.S.E.). En el año 2005, se inaugura la Planta de Recupero y se forma la Cooperativa de Recicladores, lo cual reviste suma importancia ya que la clasificación de residuos en Recuperables y Orgánicos es determinante para el buen funcionamiento y vida útil del relleno sanitario. También cuenta

con un sector de disposición y reducción de orgánicos provenientes de podas, desmalezados, extracción de árboles, corte de césped, mantenimiento de espacios públicos, etc. A su vez, ingresan otros tipos de residuos caracterizados con los nombres: Estación de Residuos Clasificados (ERC), que incluyen la limpieza de calles, barros y grasas, animales muertos, tierra, escombros y material de construcción, polietileno, cartones y papeles, plásticos en general, neumáticos, etc.

El proceso que ocurre en un relleno sanitario consiste en una descomposición anaeróbica de la materia orgánica, generándose biogás y lixiviado, el cual a su vez puede incrementarse cuando se mezcla con el agua de lluvia. El agua de lluvia se filtra a través de los residuos sólidos en descomposición y aparecen corrientes líquidas caracterizadas por un gran número de sustancias. Estos líquidos, denominados lixiviados, son considerados el principal contaminante de un relleno sanitario y en general, se encuentran en el fondo de los mismos. Para evitar el ingreso de los lixiviados por escurrimientos pluviales y proteger los mantos acuíferos, se colocan membranas impermeabilizantes.

El lixiviado de un relleno sanitario es un agua residual compleja, con considerables variaciones en la composición y el flujo volumétrico [1]. La generación de estos líquidos percolados depende de factores tales como: grado de compactación de los desechos, grado de humedad inicial de la basura, material de cubierta de las celdas, precipitaciones, humedad atmosférica, temperatura, evaporación, evapotranspiración, escurrimiento, infiltración, entre otros. De acuerdo con lo anterior, la concentración y composición de contaminantes en el lixiviado pueden ser muy diferentes según las condiciones antes mencionadas, pero además puede variar de acuerdo con la edad del relleno [2].

Actualmente en la planta de relleno sanitario de la ciudad, no se cuenta con tratamiento del lixiviado generado, por lo que éstos se recirculan dentro de la celda.

## **2. OBJETIVO**

El objetivo del trabajo, es evaluar las características de los lixiviados producidos en el Relleno Sanitario de la ciudad de Rafaela.

## **3. METODOLOGÍA**

En la Planta de Tratamiento y Disposición final de R.S.U. y R.S.E de la ciudad se reciben, dos veces por semana, los residuos de la llamada “recolección diferenciada”, donde los ciudadanos preclasifican y separan el material reciclable en origen (plásticos, vidrios, cartón y papeles, metales, etc.) de la fracción orgánica que tiene como destino final las celdas. La recolección de los residuos sólidos urbanos, compuesta principalmente por materia orgánica biodegradable, se realiza cuatro días a la semana. A su vez, mensualmente se efectúa una recolección selectiva de residuos orgánicos e inorgánicos (por separado) correspondientes a limpieza de patios y jardines.

También ingresan al predio camiones contenedores de empresas privadas que recolectan desechos, que si bien el objetivo es la recolección de residuos verdes, tierras, de demolición,



entre otros, suelen estar contaminados con otros desechos, tales como elementos metálicos, de madera, cerámica, etc.

Es común el empleo de sistemas de impermeabilización sintéticos, para la protección del suelo y los acuíferos en los sitios de disposición final de residuos sólidos. En el predio en estudio, la celda (105 m de ancho) actualmente mide 295 metros de largo; los primeros 100 m contienen una primera capa de protección de suelo bentonita (60 cm) y una membrana de polietileno de 1500 micrones. En los restantes 195 metros, está recubierta por una membrana artificial (geobentonita, 7 mm de espesor) y por arriba de la misma, una membrana de polietileno de alta densidad de 1500 micrones. Por sobre esta última, se ha colocado una capa de suelo a modo de protección de 40 cm. Esta variabilidad en la disposición de las membranas se debe al incremento de los costos de las mismas.

Dentro de las celdas impermeabilizadas donde se disponen los residuos, se ubican sitios para extraer y monitorear los líquidos residuales generados (lixiviados), los cuales se recirculan dentro de la misma.

El relleno cuenta actualmente con 2 celdas; la primera comenzó a funcionar en el año 2003 y en el año 2013, se incorporó la segunda. Dentro de cada una, se localizaron puntos de monitoreo del lixiviado generado en el relleno, hasta el momento se han monitoreado 24 puntos de extracción. En la Figura 1, se muestra la ubicación de los mismos dentro de las celdas del relleno sanitario.

Desde el año 2005, se analizan semestralmente muestras de los líquidos percolados, extraídas de los sitios de monitoreos ubicados en las celdas. En cada caso, se determinaron los siguientes parámetros: pH (Método Electrométrico), Conductividad (Método Conductímetro), Demanda Química de Oxígeno (DQO, Método de reflujo con dicromato de potasio), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>, Método dilución. Incubación 20°C, 5 días), Alcalinidad (CaCO<sub>3</sub>, Titulación acido-base), Sólidos suspendidos totales (SST, Filtración 0,45 mm y secado en estufa 105°C), Sólidos sedimentables (10 min y 2 horas, Cono de Imhoff), Sólidos solubles en éter etílico (SSEE, Extracción con éter etílico y evaporación), Nitrógeno Total (NTK, Determinación de Kjeldhal), Fósforo Total (P, Ataque ácido y colorimetría de ácido ascórbico), Calcio (Ca, Espectrometría de Absorción Atómica), Magnesio (Mg, Espectrometría de Absorción Atómica), Cromo Total (Cr, Espectrometría de Absorción Atómica), Manganeseo (Mn, Espectrometría de Absorción Atómica), Mercurio (Hg, Espectrometría de Absorción Atómica), Níquel (Ni, Espectrometría de Absorción Atómica), Plomo (Pb, Espectrometría de Absorción Atómica), Arsénico (As, Espectrometría de Absorción Atómica), Cadmio (Cd, Espectrometría de Absorción Atómica), Zinc (Zn, Espectrometría de Absorción Atómica) y Cobre (Cu, Espectrometría de Absorción Atómica). Todas las determinaciones analíticas se realizaron de acuerdo con la metodología propuesta por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater [3].



**Figura 1.** Imagen satelital de las celdas, en el relleno sanitario de la ciudad de Rafaela, con la ubicación de los pozos de monitoreo dentro de las mismas.

#### 4. RESULTADOS

Se analizaron las características de los lixiviados generados y su variación en el tiempo. En la Tabla 1, se presentan los valores promedio, desviación estándar, máximo y mínimo de los parámetros analizados en los pozos de monitoreo desde el año 2005 (2 años de funcionamiento del relleno) hasta la actualidad, como así también los límites de volcamiento establecidos por la legislación provincial [4].

Parámetro	Valores Promedios	Desviación Estándar	Máximo	Mínimo	Límites (*)
pH	7,56	0,36	8,26	6,68	5,5 - 10,0
Conductividad (mS/cm) (a 20 °C)	16,57	6,09	32,4	5,75	-
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	3865,2	2789,5	11660	1493	75,0
D.B.O. <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	1336,6	910,0	4060	280	50,0
Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	6235,6	3310,9	14667	1995	-
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	1088,9	1503,4	6604	35	30
Sólidos sedimentables (ml/L) 10 min	5,5	10,0	0	40	0,5
Sólidos sedimentables (ml/L) 2 horas	7,2	13,2	64	0	-
Sólidos solubles en éter etílico (mg/L)	507,7	723,7	5176	66	100 <sup>(1)</sup> 10 <sup>(2)</sup>
Nitrógeno Total (mg/L N)	2232,1	3854,7	18000	110,2	-
Fósforo (mg/L P)	8,25	8,5	28,4	0,49	-
Calcio (mg/L Ca)	195,2	122,4	667	86	-
Magnesio (mg/L Mg)	138,0	58,0	260	33	-
Cromo Total (mg/L Cr)	1,25	1,14	< 0,05	4,6	1,00
Manganeso (mg/L Mn)	2,94	4,57	22	0,56	No debe contener
Mercurio (mg/L Hg)	0,03	0,01	0,048	< 0,01	No debe contener
Níquel (mg/L Ni)	0,41	0,14	0,8	< 0,1	No debe contener
Plomo (mg/L Pb)	< 0,05	-	< 0,05	< 0,05	0,10
Arsénico (mg/L As)	0,16	0,23	1,25	< 0,05	0,20
Cadmio (mg/L Cd)	< 0,05	-	< 0,05	< 0,05	0,02
Zinc (mg/L Zn)	0,50	0,47	1,5	< 0,1	5,00
Cobre (mg/L Cu)	0,27	0,14	0,40	< 0,05	0,40

(\*) Límites Ley de la Provincia de Santa Fe (Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales, Resolución 1089/82 (Dilución menor 360))

<sup>(1)</sup> Límite sustancias grasas polares; <sup>(2)</sup> Límite aceites minerales

**Tabla 1:** Valores promedio, desviación estándar, máximo y mínimo de los parámetros analizados en los puntos de monitoreo (n=53).

Como se puede observar, los valores de pH se encuentran cercanos a la neutralidad, oscilando entre 6,68 y 8,26, lo cual se debería a la capacidad de amortiguamiento del material contenido y no observándose evidencia de predominancia de la fase acidogénica [5].

Los altos valores de conductividad y alcalinidad hallados en las muestras, tienen una relación directamente proporcional, ya que dependen de la presencia de iones en los lixiviados, como consecuencia de las características de los desechos. Los valores de Sustancias Solubles en Éter Etílico, Sólidos Suspendidos Totales, Demanda Biológica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno sufren grandes variaciones. Esto se puede deber a la recirculación dentro del relleno, como así también al alto contenido de sustancias orgánicas de los desechos, que al estar sometidos a procesos de reacciones bioquímicas, produce variaciones en la composición del líquido lixiviado. Las muestras poseen alto contenido de Nitrógeno y Fósforo, esto se debería a que la fracción orgánica está formada principalmente por restos de alimentos, en cuya composición indefectiblemente habrá presencia de nitrógeno y fósforo que son esenciales en la dieta.

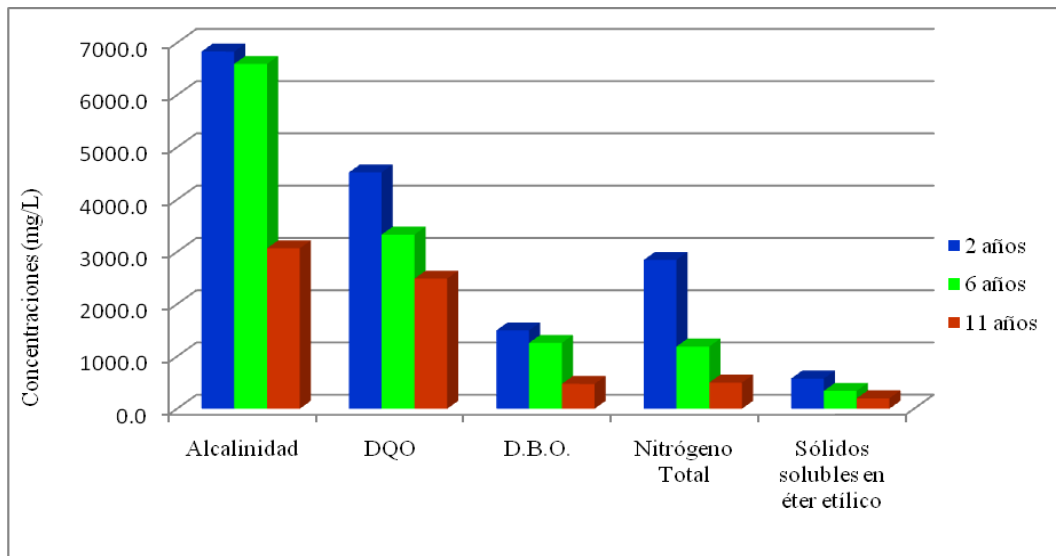
Considerando la Ley de la Provincia de Santa Fe para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales Resolución 1089/82 (Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento) [4], los valores de Sustancias Solubles en Éter Etílico, Sólidos Suspendidos Totales, DBO y DQO son superiores a la legislación. Lo mismo sucede con las concentraciones de cromo y arsénico, las cuales también son superiores a los límites establecidos por la mencionada Ley. En el caso de las concentraciones de manganeso, mercurio y níquel, según la legislación, el líquido no debe contener estas sustancias, que sí están presentes en el lixiviado. En cambio, las concentraciones de zinc y cobre, no superan los valores admitidos por la Ley de 5,00 y 0,40 mg/L, respectivamente.

En general, se lleva a cabo una adecuada separación de los residuos, pero no sólo llegan a la celda desechos biodegradables, sino también aquellos procedentes de los contenedores de empresas privadas, conteniendo mezclas de desechos, motivo por el cual pueden aparecer metales contaminantes en los lixiviados.

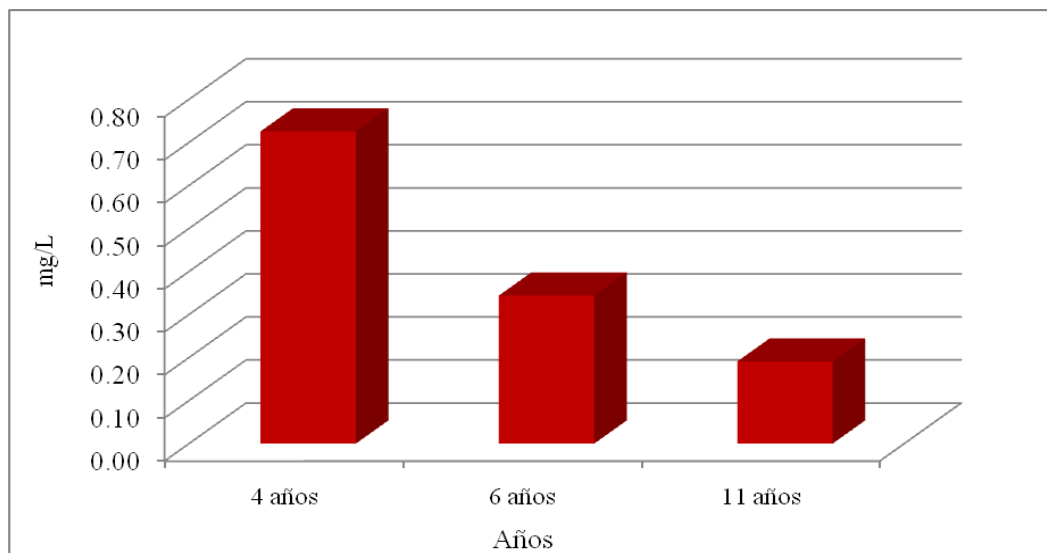
Las concentraciones de cadmio y de plomo, en todas las muestras analizadas, se encontraron debajo de los límites de detección del método empleado.

Los lixiviados se pueden clasificar en tres grupos, de acuerdo con el tiempo de operación del relleno sanitario, se consideran jóvenes con menos de 5 años; intermedios de 5 a 10 años y maduros con más de 10 años de operación [6, 7, 8, 9]. En la Figura 2, se grafican los valores de Alcalinidad, DQO, DBO<sub>5</sub>, Nitrógeno Total y Sustancias Solubles en Éter Etílico en tres períodos de tiempo diferentes. Si comparamos la composición del lixiviado de un punto de monitoreo con una vida de 2, 6 y 11 años, se observa que todas las concentraciones han disminuido, esto se debe a que las concentraciones de estos parámetros suelen ser mayores en un lixiviado joven que en un lixiviado maduro [10].

En general, las características de los lixiviados variaron a través del tiempo, y esto se debe a las diluciones con el agua de lluvia y a los procesos de degradación de la materia orgánica.



**Figura 2.** Evolución de parámetros fisicoquímicos con el transcurso del tiempo.



**Figura 3.** Relación DBO/DQO con el transcurso de los años.

La relación DBO/DQO, denominada índice de biodegradabilidad refleja el grado de degradación de los lixiviados en el relleno y con ello los procesos de reacción bioquímica que ocurren. En la Figura 3 se observa que esta relación, para un lixiviado joven es alta, mientras que para un lixiviado maduro es baja, esto se debería a que con el paso del tiempo la cantidad de materia orgánica disminuye y en consecuencia su biodegradabilidad. En general, el grado de biodegradabilidad de los lixiviados es inversamente proporcional a su edad, siendo más biodegradables los jóvenes y menos los maduros [11, 12].

## 5. CONCLUSIONES

Se evidenció presencia de elementos contaminantes en la composición de los lixiviados, los cuales no cumplen con los límites establecidos por la legislación para volcamiento de efluentes líquidos. Por lo tanto, se debería realizar un tratamiento de los mismos, el cual está planificado para un futuro cercano.

Se ha demostrado que la composición de los líquidos percolados en el relleno sanitario varía con el transcurso del tiempo y que el grado de biodegradabilidad es mayor en los lixiviados más jóvenes.

## REFERENCIAS

- [1] Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaounen P., and Quemeneuer F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration process. *Water Research* 35(12): 2935-2942 (2001).
- [2] Ngo, H.; W. Guo, W. Xing. Applied Technologies in Municipal Solid Waste Landfill Leachate Treatment. *Water and Wastewater Treatment Technologies*. UNESCO Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). (2010).
- [3] APHA. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 20<sup>th</sup> Edition American Public Health Assoc., N.York 1268 pp. (2001).
- [4] Ley de la Provincia de Santa Fe para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales Resolución 1089/82 (Límite de volcamiento corresponde al Título C del Reglamento). (1982).
- [5] Arias, S.C.; Agudelo, R.A. Seguimiento de una celda experimental de residuos sólidos urbanos. *Revista EIA*. ISSN 1794-1237 Número 4 p. 33-42. (2005).
- [6] Kang, K.; Shin, H.S.; Park, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Res.* 36:4023-4032 (2002).
- [7] Kulikowska, D.; Klimiuk, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Biores. Technol.* 99:5981-5985. (2008)
- [8] Renou, S.; Givaudan, J.G.; Poulain, S.; Diras Souyan, F.; Moulin, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J. Hazard Mat.* 150:468-493. (2008)
- [9] Shouliang, H.; Beidou, X.; Haichan, Y.; Liansheng, H.; Shilei, F.; Hongliang, L. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. *J. Environ. Sci.* 20:492-498. (2008)
- [10] Giraldo, E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*. (14) pp. 44-55. (2001).
- [11] Fátima, S.; Rafiq, S.K.; Hai, A. Effect of depth and age on leachate characteristics of Achan Landfill, Srinagar, Jammu and Kashmir, India. *J. Environ. Sci. Tox. Food Technol.* 2:4-11. (2012).
- [12] Ramírez-Sosa, D.R.; Castillo-Borges, E.R.; Méndez-Novelo, R.I.; Sauri-Riancho, M.R.; Barceló-Quintal, M.; Marrufo-Gómez, J.M. Determination of organic compounds in landfill leachates treated by Fenton-Adsorption. *Waste Manag.* 33:390-395. (2013).

## EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL MEDIANTE INDICADORES BACTERIANOS EN PLAYAS DEL PARTIDO DE GENERAL ALVARADO. PROVINCIA DE BUENOS AIRES. ARGENTINA

Zamora Angela S.<sup>1</sup>, Saicha Ana V.<sup>1</sup>, Moschione Eleonora<sup>2</sup>, Rampi Mariana G.<sup>1</sup> y del Rio Julio L.<sup>3</sup>

1: Universidad Tecnológica Nacional UA-Mar del Plata  
Buque Pesquero Dorrego 281. Mar del Plata  
zamoraangelasofia@gmail.com, valesaicha@gmail.com

2: Laboratorio del Estado de Hessen, Alemania (LHL-Landesbetrieb Hessisches Landeslab)  
emoschione@yahoo.com.ar

3: Instituto de Geología de Costa y del Cuaternario. FCEyN. UNMdP  
Funes 3350. Mar del Plata

**Resumen.** *El objetivo fue conocer la contaminación ambiental de cuatro playas (Long Beach, Centro, Frontera Sur y Mar del Sud) del partido de Gral. Alvarado utilizando como indicadores coliformes totales y fecales, Escherichia coli y al grupo enterococos fecales, por el método de tubos múltiples, según Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [1], Los muestreos fueron realizados durante la temporada estival desde el mes de diciembre de 2009 a febrero de 2013. Los resultados indicaron que Frontera Sur presento los registros mas altos, mientras que Long Beach, mostró los valores mas bajos para los coliformes y E. coli y en Mar del Sud el NMP/100ml mas bajo, de enterococos fecales. Tambien en Frontera Sur se evaluo el periodo anterior a la puesta en funcionamiento de la planta de efluentes de la ciudad de Miramar y posterior a la misma, determinandose que con la puesta en marcha de la planta, hubo un marcado descenso, sobretodo en los coliformes y E. coli, no así con los enterococos fecales, lo cual podria indicar una mejor persistencia de este último grupo en aguas saladas.*

**Palabras claves:** contaminación, coliformes, E. coli, Enterococos fecales.

### 1. INTRODUCCIÓN

La problemática de la contaminación marina y su marcada influencia en la salud de los ecosistemas costeros, está estrechamente relacionada con el aumento creciente de las poblaciones que habitan las zonas ribereñas y, de igual manera, con el incremento de las actividades domésticas, agrícolas e industriales que, por falta de manejo y/o inadecuado control de los desechos sólidos y líquidos, afectan el medio marino con significativas

implicaciones a nivel ecológico, socioeconómico y de salubridad [2].

En su mayoría los desechos humanos que se producen en la tierra, especialmente por el desarrollo humano son vertidos al medio acuático más cercano, en este caso el mar [3]. En algunos casos de manera permanente y en otros mediante eventos puntuales. Existen tres fuentes principales de contaminación fecal humana del agua de mar para uso recreativo: desagües domésticos, descargas de ríos y pluviales, y las provenientes directamente de bañistas y animales en las playas [4, 5, 6]

La selección de un organismo indicador tiene importantes consecuencias tanto para el manejo de las fuentes de aguas recreacionales, como para la determinación de la calidad del recurso. Los coliformes y enterococos están asociados a la contaminación por aguas servidas. Ambos grupos bacterianos son considerados bioindicadores de la calidad del agua de mar en cuanto a contenidos en materia fecal, materia orgánica y nutrientes minerales [7, 8, 9]. Enterococos fecales es un mejor indicador bacteriológico para aguas marinas o salobres, ya que son más resistentes a las condiciones de estas aguas, a su temperatura, y tienen mejor relación con las enfermedades gastrointestinales, respiratorias y dermatológicas [10, 11, 12, 13, 14]

Varios autores [11, 15, 16] proponen la relación Coliformes fecal/Estreptococos fecal de Geldreich como indicador de contaminación reciente o contaminación antigua, dada la mayor resistencia en el agua marina de los Estreptococos fecales con respecto a coliformes fecales.

En nuestro país, en el año 2005, la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación ha establecido niveles guía para *Escherichia coli* y para enterococos como microorganismos indicadores de contaminación fecal en aguas recreacionales, basándose en las guías de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) [17]

## 2. OBJETIVO

En el presente trabajo se evaluó microbiológicamente las aguas marinas a través de las variaciones espacio temporales de las concentraciones de coliformes totales (CT), Coliformes fecales (CF), *E. coli* y Enterococos fecales (EF), antiguamente llamados estreptococos fecales, con el objetivo de determinar su calidad ambiental y sanitaria en la zona de estudio.

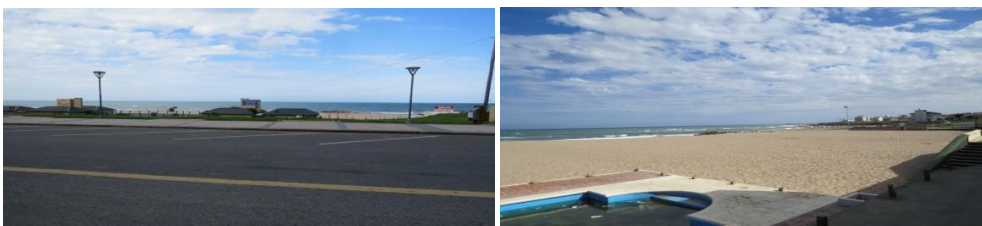
## 3. ÁREA DE ESTUDIO

Para el presente trabajo se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo, localizadas en el partido de General Alvarado, de norte a sur, Playa Long Beach (Figura 1 y 2) situada hacia el norte de la ciudad, a la altura de la Avda. del Mar, Playa Centro (Figura 3 y 4) ubicada en la zona céntrica de la ciudad de Miramar, a la altura de la Avda. 23, Playa Frontera Sur (Figura 5 y 6), hacia el sur de la ciudad, dentro del vivero dunícola Florentino Ameghino y la última estación Playa Mar del Sud (Figura 7 y 8), está ubicada a 16 km hacia el sur del centro de Miramar (Figura 9)





**Figura 1 y 2.-** Playa LONG BEACH



**Figura 3 y 4.-** Playa CENTRO

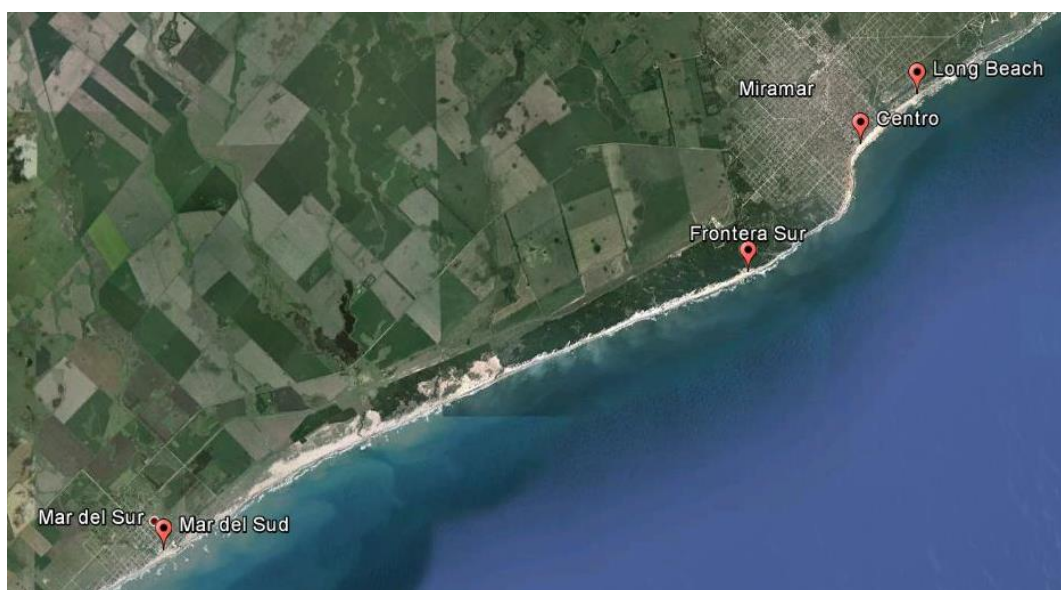


**Figura 5 y 6.-** Playa FRONTERA SUR



**Figura 7 y 8.-** Playa MAR DEL SUD

Los muestreos se realizaron mensualmente, siempre en los días lunes, a las 15 horas, durante el periodo estival, desde diciembre de 2009 a febrero de 2013. Las muestras fueron remitidas al laboratorio refrigeradas, y procesadas dentro de las 6 h de extracción. En el mapa (Figura 9) se ubicaron los distintos sitios de muestreo.



**Figura 9.-** Ubicación de los distintos sitios de muestreo.

#### 4. MATERIALES Y MÉTODOS

Para medir la calidad ambiental y los riesgos sanitarios se utilizaron los siguientes indicadores: CT, CF, *Escherichia coli* y EF.

Los análisis bacteriológicos se realizaron empleando el método de los tubos múltiples, para los coliformes presuntivos (CP) y CT se utilizó el caldo laurilsulfato y el caldo BRILA respectivamente, la incubación se realizó a 35° C durante 48 h. Para CF se usó el medio E-C incubándose a 44,5° C durante 24 h., la determinación presuntiva de *E. coli* se realizó mediante la determinación del Indol utilizando el caldo triptófano incubado a 25° C durante 24 h y se utilizó el IMViC para las pruebas bioquímicas confirmatorias. Para la determinación presuntiva de EF se utilizó el caldo azida glucosa incubándose a 35° C durante 48 h y para la confirmación de EF se utilizó el caldo EVA, incubándose a 35° C durante 48 h, y aquellos en los que se observó crecimiento o desarrollaron un botón característico celeste, se confirmaron mirando el material al microscopio [1]

El cálculo de CF/EF y su interpretación según OMS [11], realizó en base a los estudios de Geldreich [18], (Tabla 1). Actualmente la OMS considera al Calculo CF/EF como indicadores en aguas de mar de contaminación reciente ( $> 4$ ) y de contaminación antigua ( $< 0,7$ ) .

	<b>CF</b>	<b>EF</b>	<b>CT/EF</b>
Pollo	1.300.000	3.400.000	0,38
Vaca	230.000	1.300.000	0,18
Pato	33.000.000	54.000.000	0,61
Cerdo	3.300.000	84.000.000	0,04
Oveja	16.000.000	38.000.000	0,42
Pavos	290.000	2.800.000	0,10
Gato	7.900.000	27.000.000	0,29
Perro	23.000.000	980 000 000	0,02
Humano	13.000.000	3.000.000	4,33

**Tabla 1.** Indicadores microbianos (número promedio por gramo de peso húmedo) excretados en las heces de los animales de sangre caliente (adaptado de Geldreich 1978)

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Medias Geométricas de las distintas playas para cada período estival

A continuación, se analizaron las distintas playas teniendo en cuenta las medias geométricas de los NMP/100 ml de cada parámetro analizado por cada periodo estival (Tabla 2, 3, 4 y 5) y además se ha calculado el coeficiente de CF/EF.

	<b>CT</b>	<b>CF</b>	<b>EF</b>	<b>E coli</b>	<b>CF/EF</b>
LONG BEACH 2009-2010	6,7	3	18,6	1,9	0,2
LONG BEACH 2010-2011	11,1	2,2	19	2,2	0,1
LONG BEACH 2011-2012	1,3	1,3	407	1,3	0,003
LONG BEACH 2012-2013	33,1	3,9	444	1,3	0.009

**Tabla 2.** Medias geométricas para playa Long Beach para cada periodo estival: NMP/100 ml

	<b>CT</b>	<b>CF</b>	<b>EF</b>	<b>E coli</b>	<b>CF/EF</b>
CENTRO 2009-2010	15,5	4,3	17,7	1,3	0,2
CENTRO 2010-2011	183,3	31,3	12,6	26	2,5*
CENTRO 2011-2012	29,3	3,2	1320,8	4,9	0,002
CENTRO 2012-2013	60,1	29,8	72,5	5,7	0,4

\*24/01/11 valor 5,5

**Tabla 3.** Medias geométricas para playa Centro para cada periodo estival: NMP/100 ml

	CT	CF	EF	<i>E. coli</i>	CF/EF
FRONTERA SUR 2009-2010	140,3	39,7	18,7	4	2,4**
FRONTERA SUR 2010-2011	4041,2	607,3	3949,3	430	0,1***
FRONTERA SUR 2011-2012	324	68,4	687,5	68,4	0,1
FRONTERA SUR 2012-2013	4	4	151,2	2,1	0,03

\*\* 17/12/09 valor 240 \*\*\*19/12/11 valor 4.

**Tabla 4.** Medias geométricas para playa Frontera Sur para cada periodo estival: NMP/100 ml

	CT	CF	EF	<i>E.coli</i>	CF/EF
MAR DEL SUD 2009-2010	10,6	2,5	8	1,3	0,3
MAR DEL SUD 2010-2011	70,6	8,1	42	6,8	1,2
MAR DEL SUD 2011-2012	7	1,6	246,6	1,6	0,02
MAR DEL SUD 2012-2013	7,2	3,6	329,3	3,6	0,01

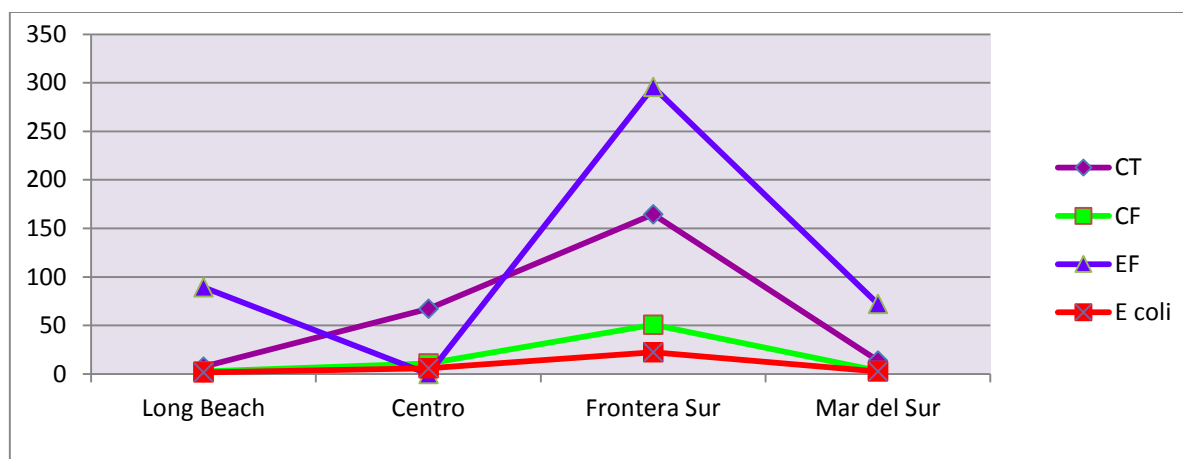
**Tabla 5.** Medias geométricas para playa Mar del Sud para cada periodo estival: NMP/100 ml

La playa que presentó mayor contaminación fue Frontera Sur, cuyos valores más altos para las medias geométricas se registraron durante el periodo estival dic 2010- feb 2011, con promedios de CT 4041,2 NMP/100ml; CF 607,3 NMP/100ml; EF 3949,3 NMP/100ml y *E. coli* 430 NMP/100ml, mientras que los valores más bajos correspondieron a la playa Long Beach en el periodo estival dic 2011- feb 2012 con un valor de 1,3 NMP/100 de CT, CF y *E. coli*. El valor más bajo de EF se observó en la playa Mar del Sud en el periodo de dic.2009-feb 2010 y fue de 8 NMP/100.

La Playa de Long Beach, Centro y Mar del Sud presentó un incremento marcado de EF en las dos últimas temporadas estivales, aunque no se ha podido establecer con certeza la existencia del origen puntual de esta contaminación.

#### **Media geométrica correspondiente al total de los periodos estivales (dic 2009 – feb 2013) para cada playa.**

En el Grafico 6 se determinó el valor de los NMP/100 ml para la media geométrica del total de los períodos estivales obtenida para cada playa. Los registros más altos para todos los parámetros analizados, correspondieron a Frontera Sur seguido por Playa Centro. El mayor incremento en Frontera Sur podría atribuirse a que el cloacal de la ciudad de Miramar desembocaba, sin ningún tipo de tratamiento de descontaminación, cercano a esta playa.



**Figura 10.** Promedio geométrico de los valores (dic 2009- feb 2013) de las cuatro Playas.

Mientras que, en la Playa Centro se observó un incremento de los valores con respecto a Long Beach y Mar del Sud, el cual estuvo probablemente determinado por ser la playa más céntrica, con mayor cantidad de bañistas, citado en numerosos trabajos como, una de las causas de contaminación, junto al tipo de escolleras que generan escaso recambio de agua.

**Medias geométricas de Frontera Sur correspondientes al periodo anterior a la Planta de tratamiento de residuos cloacales (diciembre 2009-diciembre 2011) y durante el funcionamiento de la planta de efluentes (enero 2012-febrero 2013).**

Dado que durante el presente estudio se construyó y se habilitó la nueva Planta de Tratamiento de Efluentes de la ciudad de Miramar, se observó que durante el último periodo estival, en la Playa Frontera Sur, hubo un marcado descenso en los valores de los parámetros analizados (Tabla 4).

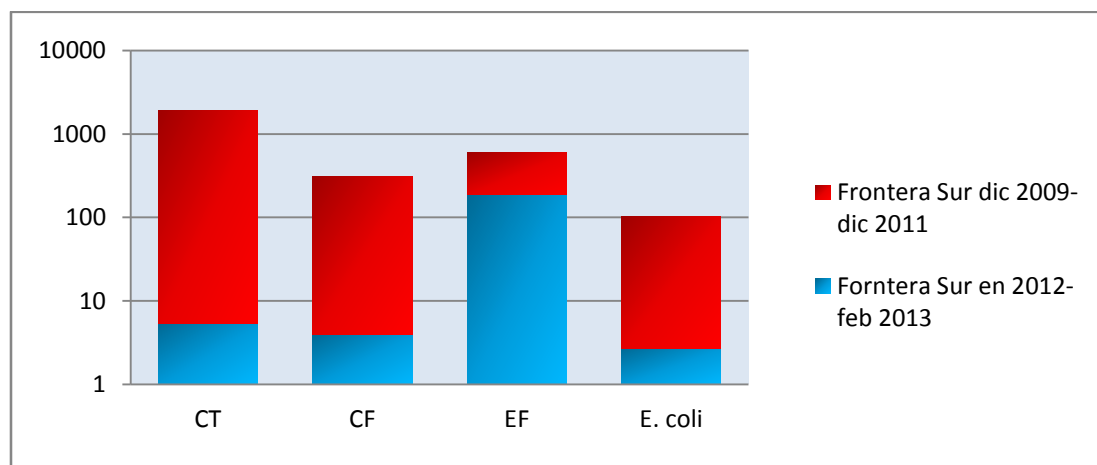
Entonces, se analizaron los datos de Frontera Sur determinando la media geométrica del período anterior al funcionamiento de la Planta (diciembre 2009- diciembre 2011) y la media geométrica durante el funcionamiento de la planta de tratamiento (enero de 2012- febrero 2013), los cuales se registraron en la Tabla 6.

	CT	CF	EF	<i>E. coli</i>	CF/EF
Frontera Sur dic 2009-dic 2011	1905,1	310,7	411,6	100,1	0,8
Frontera Sur ene 2012- feb 2013	5,3	4	186,3	2,7	0,02

**Tabla 6.** Medias geométricas de los valores dic 2009- dic 2011 (anterior a la Planta de fluentes) y enero 2012-feb 2013 (durante el funcionamiento de la planta) de la Playa Frontera Sur

En el Figura 11, se ha determinado que, para los resultados obtenidos en la playa Frontera Sur en el periodo anterior y durante el funcionamiento de la planta de tratamiento de Efluentes, dichos resultados registrados en el período diciembre 2009-diciembre 2011 son notablemente más altos en particular, para el grupo coliformes y *E. coli* que los registrados en el periodo

enero 2012- febrero 2013.



**Figura 11.** Medias geométricas de los valores dic 2009- dic 2011 y ener 2012-feb 2013 en la Playa Frontera Sur

El parámetro con menor descenso fueron los Enterococos fecales, lo que podría atribuirse a su mejor persistencia en el agua salada que el grupo de los coliformes o *E. coli* y también a la presencia de animales como perros, aves, etc.

Con respecto a la relación CF/EF se observó que para el periodo diciembre 2009-diciembre 2011, el valor de la media geométrica es de 0,8 considerados valores intermedios para contaminación reciente o antigua.

Mientras que en el periodo enero 2012- febrero 2013, la relación de 0,02 indica contaminación antigua que se correspondería con el funcionamiento de la Planta de Efluentes, según OMS, 2001.

## 6. CONCLUSIONES

- Se concluye que las playas Long Beach y Mar del Sur presentaron la contaminación más baja.
- La contaminación en Playa Centro podría deberse a la mayor afluencia de turistas en ese sector.
- Se puede concluir que en Playa Frontera se observa una baja importante de los valores de coliformes con la puesta en funcionamiento de la Planta de Efluentes.
- La relación Coliformes fecales/ Estreptococos fecales después del funcionamiento de la Planta de Efluentes en Playa Frontera indicaría una contaminación antigua.

## 7. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración en la toma de muestras a alumnos y docentes de la Tecnicatura de Medio Ambiente Marino Costero-UTN-UA-MDP.

## REFERENCIAS

- [1] American Public Health Association (APHA), American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 1998. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 22th ed., Washington, D.C. USA. Parte 9000.
- [2] Ramos-Ortega LM y Vidal L Vilardey S. Análisis de la contaminación microbológica (coliformes totales y fecales) en la bahía de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Acta biológica. Colombiana.* vol.13 pp 110-107. 2008
- [3] Rodríguez Cuitiva DE. Distribución de Enterococos como indicadores de contaminación fecal en aguas de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista Cubana Higiene Epidemiológica* vol.50 pp 136-148. 2012
- [4] Iñiguez LA y Gutierrez Corona. El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica del agua de mar. *Gaceta Ecológica* Vol 82 pp 69-74. 2005
- [5] Wang JD y Solo-Gabriele HM. Estimation of enterococci input from bathers and animal on a recreational beach using camera images. *Marine Pollution Bulletin* Vol 60 pp 1270-1278. 2010
- [6] WRIGHT ME, y Solo- Gabriele HM. Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Marine Pollution Bulletin.* Vol. 58 pp 1649-1656. 2009
- [7] Chalmers R Aird H y Bolton F. Waterborne Escherichia coli 0157. *Journal Applied Microbiology* Vol 88 pp 124S-132S. 2000
- [8] Herrera A y Suarez P. Indicadores bacterianos como herramientas para medir la calidad ambiental del agua costera. *Interciencia.* Vol 30 pp 171-176. 2005
- [9] Vergaray G y Méndez CM. Enterococcus y Escherichia coli like indicators of fecal pollution in coastal beaches of Lima. *Revista Instituto Investigaciones Facultad Minas Metal Ciencias Geográficas* Vol 10 pp 73-79. 2007
- [10] Arcos Pullido MP y Avila de Navia SL. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA* Vol. 3 pp 69-79. 2005
- [11] Organización Mundial de la Salud. La calidad del agua: Directrices, Normas y Salud. Editado por Lorna Fewtrell y Jamie Bartram. Publicado por IWA Publishing, Londres, Reino Unido. 2001
- [12] Cabelli VJ y Dufours AP. A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis. *Journal Water Pollution Control Federation* Vol 55 pp 1306-1314. 1983
- [13] Cabelli VJ. Health effects criteria for Marine Recreational Water. Washington DC US Environmental Protection Agency 98 p EPA600/1-80-031. 1984
- [14] Noble RT y Moore DF. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. *Water Research* Vol 37 pp 1637-1643. 2003
- [15] Bordalo AA y Dechsakulwatana C. La supervivencia de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en las aguas de estuario tropical (Río Bangpakong, Tailandia). *Journal Applied Microbiol.* Vol 93 pp 864-71. 2002
- [16] Vergaray G y Méndez CM. Calidad microbiana de las playas de Lima y su relación con focos de infección. *Revista del Instituto de Investigación (RIIGEO) FIGMMG-UMSM* Vol

14 pp 73-79. 2011

[17] Rossen A y Rodriguez MI. Indicadores bacterianos de contaminación fecal en el embalse San Roque. XXI Congreso Nacional del Agua. Córdoba, Argentina. 2007

[18] Geldreich EE. Faecal coliform and faecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving waters. *Critical Reviews in Environmental Control* 6, 349-369. 1976



## COMPOSICIÓN DE ARSÉNICO EN MUESTRAS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PROVINCIA DE SANTA FE

**Boglione, Rosana<sup>1</sup>, Panigatti, M. Cecilia<sup>1</sup>, Griffa, Carina<sup>1</sup>, Macaño, Héctor R.<sup>2</sup>, Pepino Minetti, Roberto<sup>2</sup>.**

<sup>1</sup>UTN. Facultad Regional Rafaela. Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe. Argentina  
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

<sup>2</sup>UTN. Facultad Regional Córdoba. Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA) Ciudad Universitaria – Córdoba.

e-mail: labquimicautn@gmail.com

**Resumen.** *La contaminación del medio ambiente con arsénico (As) tanto a partir de fuentes antropogénicas como naturales es reconocida como un problema a nivel mundial. En la provincia de Santa Fe, la presencia de arsénico en agua subterránea, está relacionada principalmente con diferentes formaciones geológicas terciarias y cuaternarias. El objetivo del trabajo fue estudiar la concentración total y la especiación de arsénico inorgánico en aguas subterráneas ubicadas en la zona centro-oeste de la provincia de Santa Fe. Se tomaron muestras en áreas rurales y urbanas y se realizaron análisis de: arsénico total, dureza total, nitrito, nitrato, cloruro, sulfato, alcalinidad, pH, sólidos totales y fluoruro. Se utilizó la metodología propuesta por APHA. En 22 muestras, se realizó la especiación de arsénico, determinando As (III) y As (V) inorgánico. Las concentraciones de arsénico disuelto total, oscilaron entre 1,300 y 0,007 mg/L, superando en la mayoría de los casos, el valor límite aconsejable para consumo humano. Los resultados mostraron un predominio exclusivo del estado de oxidación pentavalente del arsénico, siendo las concentraciones promedio de arseniato 0,087 mg/L. Se observó una baja correlación entre los valores de As y los de alcalinidad, cloruro y sulfato, pero sí una importante correlación positiva de As con F.*

**Palabras claves:** Arsénico, especiación, agua subterránea.

### 6. INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un elemento muy común en la atmósfera, en rocas y suelos, en la hidrósfera y la biósfera. Es movilizado al medio ambiente a través de una combinación de procesos que incluyen tanto procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), así como procesos antropogénicos (actividad minera, uso de combustibles fósiles, uso de pesticidas, herbicidas, desecantes, conservadores de la madera).

Se ha demostrado que la ingestión de agua conteniendo arsénico provoca diversas enfermedades hídricas, ya que éste es absorbido por vía sanguínea y se acumula principalmente en pulmones, hígado, riñones, piel, dientes, pelos y uñas. Los trastornos característicos que resultan de la exposición crónica son: engrosamiento de palmas y plantas (queratodermia), aumento de la pigmentación de la piel y aparición de cáncer cutáneo.

Además, es bastante frecuente el cáncer de pulmón, de laringe, de vejiga y del aparato digestivo [1, 2, 3]. Estos problemas de salud son conocidos como HACRE (Hidroarsenicismo crónico regional endémico).

Se ha determinado que la toxicidad del arsénico depende de su especiación. En general las especies de arsénico inorgánico son más tóxicas que las formas orgánicas para los organismos, incluyendo seres humanos y otros animales vivos [4, 5, 6].

El arsénico se halla en las aguas naturales como especie disuelta, la cual se presenta por lo común como oxianiones con arsénico en dos estados de oxidación, arsénico trivalente [As(III)] y arsénico pentavalente [As(V)], y con menos frecuencia como As(0), As(-I) y As(-II). El As(V) aparece como  $H_3AsO_4$  y sus correspondientes productos de disociación, mientras que el As(III) aparece como  $H_3AsO_3$  y sus correspondientes productos de disociación. Aunque tanto As(V) como As(III) son móviles en el medio, este último es el estado más lábil y biotóxico.

Las formas orgánicas de arsénico suelen aparecer en concentraciones menores que las especies inorgánicas, aunque pueden incrementar su proporción como resultado de reacciones de metilación catalizadas por actividad microbiana (bacteria, algas). Las formas orgánicas dominantes son el ácido dimetilarsínico (DMAA) y el ácido monometilarsónico (MMAA), donde el arsénico está presente en ambos casos como As(V) [7].

El estado de oxidación del arsénico, y por tanto su movilidad, están controlados fundamentalmente por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y el pH. Por lo tanto, el arsénico es un elemento singular entre los metaloides pesados y elementos formadores de oxianiones debido a su tendencia a movilizarse en los valores de pH típicos de las aguas subterráneas (pH 6,5-8,5).

Algunos investigadores han encontrado que las concentraciones de arsénico se correlacionan con las de flúor, en consecuencia ante elevadas cantidades de uno de estos elementos se puede observar alta concentración del otro, con la consiguiente acumulación de riesgos sanitarios [8-9]. Las enfermedades relacionadas con estos dos contaminantes afectan entre 2 y 8 millones de habitantes en Argentina [10].

## 7. OBJETIVO

El objetivo principal del trabajo fue estudiar la concentración total y la especiación de arsénico inorgánico en aguas subterráneas ubicadas en la zona centro-oeste de la provincia de Santa Fe.

## 8. METODOLOGÍA

Se tomaron 220 muestras de agua subterránea en diferentes lugares de la zona centro oeste de la Provincia de Santa Fe, tanto en áreas rurales como urbanas. Para el presente trabajo, se seleccionaron 22 puntos, en los que se realizó la especiación de arsénico (As (III) y As (V)).

Se analizaron también, los demás parámetros fisicoquímicos para evaluar la relación existente entre el arsénico y éstos. En la Figura 1, se indica la localización de la zona de monitoreo en el mapa de la Provincia de Santa Fe.



**Figura 1.** Localización de la zona de muestreo de las aguas subterráneas.

La toma de muestras se realizó tanto en canillas como en pozos de monitoreo existentes. Estos últimos estaban encamisados, lo que evitó la contaminación durante la extracción de las mismas. Los pozos se encontraban a una profundidad entre 12 y 30 metros captándose aguas freáticas pertenecientes al acuífero pampeano. Las muestras de los pozos fueron tomadas utilizando una bomba peristáltica de muestreo modelo ISCO 6700.

A las mismas, se les realizó el análisis de: Arsénico Total (As, espectrometría de absorción atómica con inyección de flujo y generación de hidruros), Dureza Total ( $\text{CaCO}_3$ , titulación con EDTA), Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ , método colorimétrico con alfa-naftil amina), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ , electrodo selectivo), Amonio ( $\text{NH}_4^+$ , método de Nessler), Cloruro ( $\text{Cl}^-$ , titulación argentométrica), Sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ , turbidimetría), Alcalinidad ( $\text{CaCO}_3$ , titulación ácido-base), pH (método electrométrico), Sólidos Totales (ST, evaporación y secado en estufa a  $105\text{ }^\circ\text{C}$ ) y Fluoruro ( $\text{F}^-$ , electrodo selectivo).). Se utilizó, para los parámetros analizados, la metodología propuesta por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater [11]. La técnica analítica empleada para determinación de Arsénico Total fue realizada por Espectrometría de Absorción Atómica con

inyección de flujo y generación de hidruros. (FI-HGAAS).

En 22 muestras, se realizó la especiación de arsénico, determinando As (III) y As (V) inorgánico, empleando un Equipo Voltamperométrico de Marca Metrohm, modelo 797 VA Computrace (Metodología US-EPA 7063).

## 9. RESULTADOS

En la Tabla 1 se pueden observar los promedios, desviación estándar, y límites establecidos por el Código Alimentario Argentino C.A.A. [12] de las 22 muestras seleccionadas y analizadas.

Parámetros	Promedio (n= 22)	Desviación Estándar	Lím. C.A.A
pH	7,77	0,42	6,5 – 8,5
Sólidos totales (mg/L)	2094,7	966,09	< 1500
Nitrato (mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	107,7	98,38	< 45
Nitrito (mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0,54	0,70	< 0,10
Amonio(mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	3,20	1,70	< 0,20
Dureza Total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	176,9	101,46	< 400
Cloruros (mg/L Cl <sup>-</sup> )	289,1	247,11	< 350
Flúor (mg/L F <sup>-</sup> )	1,15	0,62	0,7-1,2
Sulfatos (mg/L SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	407,1	335,78	< 400
Alcalinidad Total(mg/LCaCO <sub>3</sub> )	776,3	189,12	-
As Total mg/L(mg/L As)	0,08	0,06	< 0,01
As (III) (mg/L As <sup>+3</sup> )	< 0,005	-	< 0,01
As (V) (mg/L As <sup>+5</sup> )	0,087	0,070	< 0,01

**Tabla 1.** Valores de los promedio de parámetros fisicoquímicos realizados en aguas subterráneas (n=22)

En las muestras de agua analizadas, los valores de pH oscilaron entre 6,79 y 8,30, rango que es adecuado según el límite establecido por el C.A.A.

El agua acumula en forma natural una diversidad de sólidos disueltos o sales a medida que atraviesa suelos y rocas, por lo tanto la concentración de sólidos disueltos, es un indicador importante de la utilidad del agua para diversas aplicaciones [13]. En el caso del agua para consumo humano, el límite permitido por el C.A.A. es de 1500 mg/L. Las sales presentes en las aguas incluyen cationes tales como sodio, potasio, calcio, magnesio y aniones como cloruros y sulfatos, entre otros. En las muestras analizadas, se observa que el promedio de sólidos totales es superior al permitido por el C.A.A, siendo el 65 % de las mismas no aptas para consumo humano.

En el caso de sulfato, las concentraciones promedio son mayores a 400 mg/L (límite del C.A.A.), tal como se observa en la Tabla 1.

El cloruro, es un ion móvil que contribuye a la salinidad de las aguas, encontrándose en la mayoría de las aguas naturales. En la Tabla 1, se observan que las concentraciones promedio de cloruros no son superiores al límite permitido para consumo humano (350 mg/L), siendo el 23 % no son aptas.

Analizando las concentraciones de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) referidas a la dureza de las aguas (Tabla 1) el promedio de las mismas presenta valores inferiores a 400 mg/L. La Organización Mundial de la Salud (OMS), clasifica como agua dura aquella que presenta concentraciones de  $\text{CaCO}_3$  de 121- 180 mg/L y muy dura cuando supera los 180 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . Por lo tanto, las aguas analizadas comprenden el rango entre duras y muy duras.

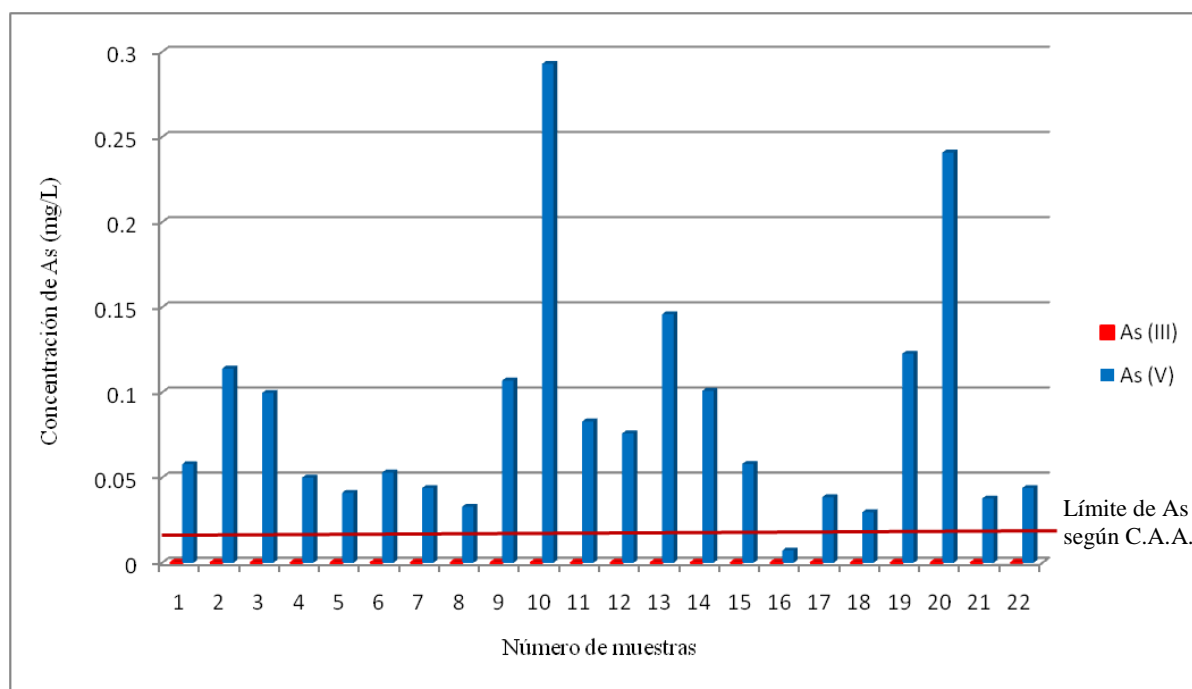
Además, se muestran las concentraciones promedio de nitratos, nitritos y amonio en el área estudiada, y se observa que éstos en general superan ampliamente los límites establecidos por el C.A.A. Estos iones son algunos de los contaminantes antropogénicos más comunes identificados en el agua subterránea, ya que son iones de sales solubles que son fácilmente arrastrados dentro del suelo y hacia la napa freática con el agua de drenaje. Las fuentes de contaminación pueden ser variadas, como por ejemplo, cultivos en áreas donde la capa de suelo es relativamente fina, o tiene poca capacidad de retención de nutrientes, el exceso de fertilización por actividades agrícolas intensivas, el aumento de la urbanización, cámaras sépticas, entre otros.

Se observó una baja correlación entre los valores de arsénico y los de alcalinidad ( $r^2 = 0,135$ ), cloruro ( $r^2 = 0,166$ ) y sulfato ( $r^2 = 0,203$ ), pero sí una importante correlación positiva de arsénico con flúor ( $r^2 = 0,638$ ).

Las concentraciones de arsénico disuelto total, [ $\text{As(III)} + \text{As(V)}$ ], oscilaron entre 1,300 y 0,007 mg/L en las aguas subterráneas analizadas, superando en la mayoría de los casos el valor límite aconsejable de arsénico total para consumo humano señalado en la Figura 2, con una línea roja.

Las concentraciones encontradas de arsénico son preocupantes, ya que un elevado porcentaje supera el límite aconsejado por el C.A.A en aguas de consumo humano (0,01 mg/L). Por lo tanto, en las zonas con mayor concentración de arsénico se debe realizar un riguroso control de las aguas dudosas, ya que en bajas dosis pueden acumularse y provocar intoxicaciones crónicas.

El arsénico es un contaminante natural presente en las aguas subterráneas de la Provincia de Santa Fe. El origen del mismo en la Región Pampásica Argentina se explica para acuíferos muy profundos a los aportes de sólidos en suspensión provenientes de la Puna y de las Sierras Peripampásicas durante el período Cuaternario que quedaron retenidos en ambientes lagunares.

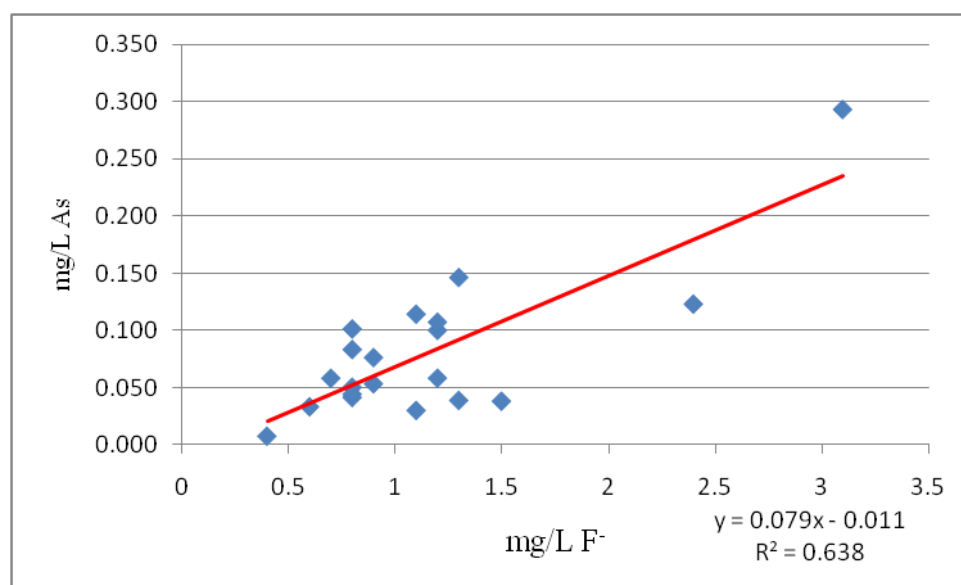


**Figura 2.** Concentraciones de As(III) y As(V) en 22 muestras.

Los resultados de la especiación mostraron un predominio exclusivo del estado de oxidación pentavalente del arsénico, menos tóxico, siendo las concentraciones promedio de arseniato 0,087 mg/L. Esto coincide con la bibliografía ya que, sin tener en cuenta otros factores como contenido en materia orgánica, en condiciones oxidantes, el estado As(V) predomina sobre As(III). A pH más alto, la especie dominante es  $\text{HAsO}_4^{2-}$  [14-15].

El flúor puede catalogarse como un elemento esencial, desde el punto de vista de la nutrición humana, ya que es un oligoelemento imprescindible para la formación de huesos y dientes. A pesar de ello, el flúor sigue siendo un elemento claramente tóxico en el que sólo las dosis consumidas diferencian los efectos beneficiosos de los perniciosos [16].

Las concentraciones de flúor fijadas por el C.A.A., están comprendidas entre 0,7 y 1,2 mg/L, hallándose en algunos puntos relevados valores superiores que coinciden con las mayores concentraciones de arsénico halladas. En general, la presencia de arsénico en agua subterránea está asociada a la de flúor, ya que proviene de la meteorización de minerales de origen volcánico [17]. En la figura 3 se observa la relación entre la concentración de arsénico y fluoruro en las muestras de aguas subterráneas analizadas. Ésta presenta una correlación positiva ( $r^2 = 0,638$ ).



**Figura 3.** Relación entre la concentración de arsénico total y fluoruro en muestras de agua subterránea (n=22)

## 10. CONCLUSIONES

- Las muestras de aguas analizadas tienen elevados contenidos de arsénico total, superando el límite admitido por el C.A.A.
- Luego de realizada la especiación del arsénico en sus estados de oxidación III y V, se evidenció una fuerte presencia en las aguas subterráneas de la especie pentavalente, menos tóxica.
- Se observó una baja correlación entre los valores obtenidos de arsénico y los de alcalinidad, cloruro y sulfato.
- La existencia de una correlación positiva entre las concentraciones de arsénico y fluoruro encontradas, nos permiten afirmar, que la población expuesta a altas concentraciones de arsénico también lo está a elevados niveles de fluoruro.
- Actualmente no existen tecnologías para el tratamiento de los mismos que permitan disminuir las concentraciones a costos razonables.

## REFERENCIAS

- [1] Besuschio, S.C.; Desanzo, A.C.; Perez, A.; Croci, M. Epidemiological associations between arsenic and cancer in Argentina. *Biol Trace Elem Res.* Vol. 2, pp. 41–55. (1980).
- [2] Astolfi, E.; Maccagno, A.; García Fernández, J.C.; Vaccaro, R., Stimola, R. Relation between Arsenic in Drinking Water and Skin Cancer. *Biolog. Trace Elements Res.* Vol. 3, pp. 133–43. (1981).

- [3] Astolfi, E., Besuschio, S.C., García, J.C., Guerra, C., Maccagno, A. *Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico*. Buenos Aires: Edit. Coop. General Belgrano. pp. 144. (1982).
- [4] Goessler W., Kuehnelt D. Analytical methods for the determination of arsenic and arsenic compounds in the environment. In: *Frankenberger Jr WTT*, editor. Environmental Chemistry of arsenic. New York, USA: Marcedl Dekker; 27–50 pp. (2002).
- [5] Meharg AA, Hartley-Whitaker J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and non-resistant plant species. *New Phytol*; 154:29–43. (2002).
- [6] Ng JC. Environmental contamination of arsenic and its toxicological impact on humans. *Environ Chem*. 2:146–60. (2005).
- [7] Hasegawa, H., Matsui, M., Okamura, S., Hojo, M., Iwasaki, N., Sohrin, Y. Arsenic speciation including ‘hidden’ arsenic in natural waters. *Applied Organometal.Chem*. 13, 113 - 119. (1999).
- [8] Pérez Carrera, A.; Fernández Cirelli, A. “Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)” *Investigación Veterinaria*. pp. 51-60, (2004).
- [9] Boglione, R.; Panigatti, M.C.; Griffa, C.; Cassina, D. “Estudio de la calidad de las aguas subterráneas de la cuenca oeste de la provincia de Santa Fe”. *Libro de resúmenes del XXII Congreso Nacional del Agua*. Vol. 1, pp. 36-37, (2009).
- [10] Bundschuh, J., Litter, M.I., Parvez, F., Roman-Ross, G., Nicolli, H.B. One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Sci Total Environ* Vol. 429, pp. 3-36, (2012).
- [11] APHA *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 20<sup>th</sup> Edition American Public Health Assoc., N.York 1268 pp. (2001).
- [12] *Código Alimentario Argentino*. “Artículo 982 - (Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007)”. (2007).
- [13] Masters, G. M.y Ela, W. P. *Introducción a la Ingeniería Ambiental*. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 752 pp. (2008).
- [14] Brookins, D.G. *Eh-pH Diagrams for Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin. (1988).
- [15] Yan, X., P. , Kerrich, R., Hendry, M.J. *Distribution of arsenic(III), arsenic(V) and total inorganic arsenic in pore-waters from a thick till and clay-rich aquitard sequence, Saskatchewan, Canada*. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64, 2637-2648. (2000).
- [16] Osicka, R.M.; Agulló N.; Herrera Ahuad C.; Giménez, M.C. “Evaluación de las concentraciones de fluoruro y arsénico en las aguas subterráneas del Domo Central de la provincia del Chaco”. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas*. Universidad Nacional del Nordeste. (2002).
- [17] Pérez Carrera, A.; Fernández Cirelli, A. “Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)” *Investigación Veterinaria*. pp 51-60 ISSN: 1514-6634. (2004).



## EVALUACION DE LAS CONCENTRACIONES DE FLUORUROS Y DE ARSÉNICO EN LA PROVINCIA DE LA RIOJA

Díaz, Esteban O.<sup>1\*</sup>; Quintero, Mirta del V.<sup>2</sup> y Personal de la DAPyS.<sup>2</sup>

1: Cátedra Ingeniería Sanitaria - Carrera Ingeniería Civil  
Facultad Regional La Rioja  
Universidad Tecnológica Nacional  
San Nicolás de Bari (E) 1100 La Rioja (5300)  
e-mail: estebandiaz@arnet.com.ar – esteban28963@yahoo.com.ar

2: Laboratorio Control de Calidad - DAPyS.  
Dirección de Agua Potable y Saneamiento del Ente Único de Control  
San Martín 117 2° P. La Rioja (5300)  
e-mail: eucop\_dapys@yahoo.com.ar

**Resumen.** *Como fuentes de provisión para el consumo humano La Provincia de La Rioja cuenta con aguas subterráneas y superficiales. La poca información disponible sobre análisis físico-químicos en las aguas superficiales y subterráneas de la provincia se ha recopilado y se representa las áreas geográficas de riesgo potencial de acuerdo a categorías, y específicamente en cuanto a las concentraciones de fluoruros y de arsénico. La información disponible indica que existen áreas con fuentes que presentan aguas con valores de concentraciones superiores a los límites normativos vigentes. Aunque los valores son bajos en comparación con otros lugares del país, esta situación aconseja profundizar en la evaluación de la distribución geográfica y en los estudios de prevalencia, tanto del flúor como del arsénico en las aguas de La Rioja. La Provincia de La Rioja carece de información epidemiológica específica derivada de la presencia de estos compuestos en el agua de consumo. Esta investigación pretende ser usada de sustrato a futuros estudios epidemiológicos que se hagan sobre su incidencia en la salud pública. Y en el planteo de soluciones adecuadas a los efectos de minimizar los riesgos derivados del consumo de aguas con concentraciones de Flúor y de Arsénico por encima de los valores normados.*

**Palabras clave:** agua, flúor, arsénico, La Rioja.

### 1. INTRODUCCIÓN

Como todo recurso natural, el agua no es ilimitado y debe ser sabiamente administrado y protegido contra su explotación irracional y contaminación. Y tanto desde el punto de vista de gestión de los recursos disponibles, como del acceso al agua potable y saneamiento para la población mundial, el recurso agua constituye el gran desafío mundial en este siglo. Ya que la Universidad Tecnológica Nacional (2015) Allende, Puliafito y Panigatti (Eds.)

porción de recursos hídricos que puede ser usada para satisfacer la creciente demanda para el consumo humano, es cada vez más escasa, tanto en el aspecto cuantitativo como cualitativo.

La Provincia de La Rioja posee recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos e identificados dentro de las distintas cuencas hidrográficas conformadas en su territorio y utilizando el recurso hídrico para su desarrollo social y económico.

En los últimos años la demanda hídrica se ha incrementado notablemente a consecuencia, entre otros factores, principalmente del crecimiento demográfico consumado y de la localización de los distintos diferimientos agro-industriales.

La Provincia de La Rioja, sumando todos los escurrimientos superficiales, tiene un módulo de alrededor de trece metros cúbicos por segundo ( $13 \text{ m}^3/\text{s}$ ), que resulta ser el más bajo considerando todas las provincias argentinas. Consecuentemente, las aguas subterráneas han tenido un papel fundamental, como fuente de abastecimiento a la población, la industria y el riego agrícola.

La Rioja cuenta con una población, según el último Censo Nacional, de aproximadamente 333.642 habitantes [1]. Y es de cabal conocimiento que determinadas áreas o zonas de la provincia presentan fuentes de agua con concentraciones por encima del nivel normativo vigente de los parámetros de agua potable.

En este estudio de diagnóstico solo tendremos en cuenta lo referente a las concentraciones de flúor y arsénico en las fuentes de agua, y no en la distribución dentro de lo que es el sistema agua potable.

Las determinaciones físico-químicas históricas, muestran concentraciones de flúor y arsénico superiores a los niveles guías propuestos por la Organización Mundial de la Salud (OSM) [2]; el Código Alimentario Argentino (CAA) [3], y a los valores establecidos por la normativa de la Provincia de La Rioja [4].

El objetivo general de este trabajo de investigación es realizar un diagnóstico de situación para posteriormente confeccionar un mapa con áreas geográficas en las cuales la presencia de flúor y arsénico en las aguas constituya un riesgo potencial para la población. Y principalmente que sirva de sustrato a futuros estudios epidemiológicos y plantear las soluciones más adecuadas para minimizar los riesgos derivados del consumo de aguas con elevadas concentraciones de flúor y de arsénico.

Se ha tratado y recopilado la información disponible con el fin de ver el estado general de la situación y se procedió a determinar los valores mínimos, medios, medianas y máximos, y se adoptaron distintas categorías de concentraciones.

## **2. ANTECEDENTES**

Uno de los problemas más delicados que enfrenta la utilización de agua en la provisión para consumo humano, es el contenido de elementos perjudiciales para la salud de quienes la consumen. En diversas regiones del país, la provisión de agua para bebida se ve seriamente dificultada por la existencia de fuentes con elevados contenido de arsénico y flúor.

### **2.1. Fluoruro [2]**

El contenido de flúor de la corteza terrestre es aproximadamente 0,3 g/kg y se encuentra en forma de fluoruros en diversos minerales. La mayoría del fluoruro en aguas de consumo es de origen natural. La exposición diaria al fluoruro depende principalmente de la zona geográfica. En la mayoría de las circunstancias, los alimentos parecen ser la principal fuente de ingesta de fluoruro, mientras que la aportación procedente del agua de consumo y de los dentífricos es menor.

Valor de referencia 1,5 mg/l

Las Normas internacionales de 1971 recomendaron el establecimiento de límites de control de los fluoruros en el agua de consumo para diversos intervalos del promedio anual de temperaturas máximas diarias del aire. Asimismo, se destacó que, a la hora de establecer normas nacionales para el fluoruro, es especialmente importante tener en cuenta las condiciones climáticas, el volumen de agua ingerida y la ingesta de fluoruro procedente de otras fuentes.

### **2.2. Arsénico [2]**

El arsénico es un elemento distribuido extensamente por toda la corteza terrestre, en su mayoría en forma de sulfuro de arsénico o de arseniatos y arseniuros metálicos. La principal fuente de arsénico del agua de consumo es la disolución de minerales y menas de origen natural. Excepto en las personas expuestas al arsénico por motivos laborales, la vía de exposición más importante es la vía oral, por el consumo de alimentos y bebidas. En ciertas regiones, las fuentes de agua de consumo, particularmente las aguas subterráneas, pueden contener concentraciones altas de arsénico. En algunas zonas, el arsénico del agua de consumo afecta significativamente a la salud, y el arsénico se considera una sustancia a la que debe darse una prioridad alta en el análisis sistemático de fuentes de agua de consumo.

Valor de referencia provisional 0,01 mg/l.

El valor de referencia se designa como provisional debido a la existencia de incertidumbres científicas.

## **3. METODOLOGÍA**

La Provincia de La Rioja figura a nivel nacional, como una provincia que no cuenta con datos fehacientes, como por ejemplo en los estudios o informes por parte del Ministerio de Salud de la Nación, del Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI), etc. Salvo en algunos estudios puntuales, y sólo en casos aislados se tiene información sobre parámetros de calidad en las fuentes de agua de la Provincia.

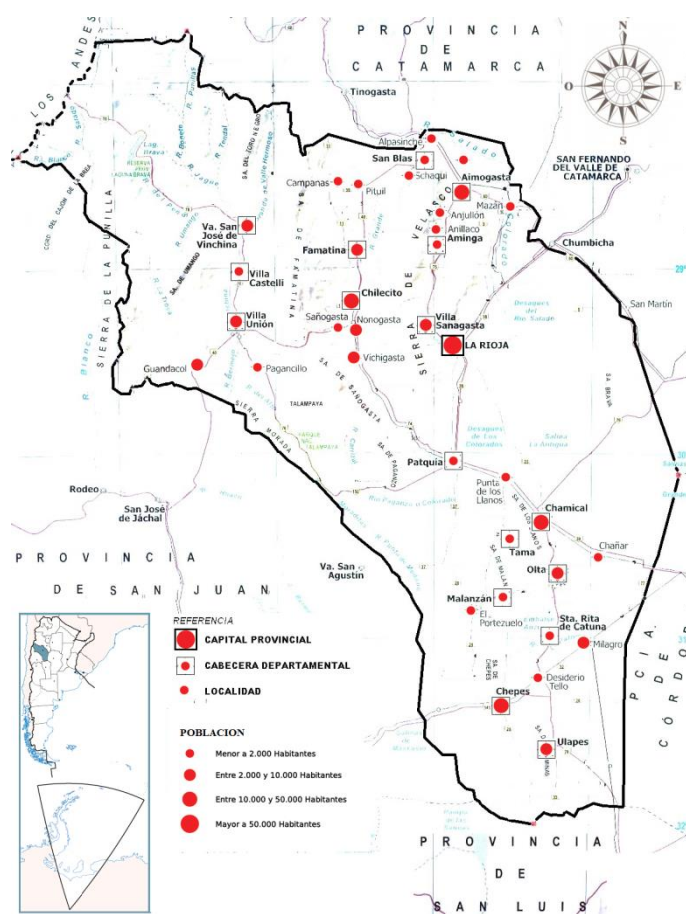
Lo mismo sucede con los estudios en particular que se conocen, respecto a las concentraciones de arsénico y flúor en el agua para la provisión para consumo humano. Asimismo no se cuenta con estudios de prevalencia asociados a estos parámetros, no existe información reportada acerca de la existencia de Fluorosis en la Provincia.

Hay provincias que poseen más y confiable información, y por ejemplo existen estudios epidemiológicos para conocer la población afectada por aguas arsenicales, como es el caso de la provincia Santa Fe. (Ente Regulador de Servicios Sanitarios, ENRESS [5]).

Para el presente trabajo se definió una muestra general de 36 localidades que poseen como mínimo unos 500 habitantes (Figura 1), y que representan en conjunto aproximadamente alrededor de un 92% de la población total de La Rioja, según el último Censo Nacional. En la Tabla 1 se presentan los valores de Coordenadas, Altitud y Porcentaje de Población de las 36 localidades que forman parte de la muestra en estudio.

LOCALIDADES	UBICACIÓN		ALTITUD msnm	POBLACIÓN %
	S	O		
La Rioja	29°24'47"	66°51'21"	498	49,55%
Chilecito	29°10'00"	67°30'00"	1.080	10,99%
Aimogasta Arauco	28°33'36"	66°48'38"	830	4,08%
Chemical	30°21'00"	66°19'00"	471	3,84%
Chepes	31°16'00"	66°35'60"	714	3,37%
Nonogasta	29°18'00"	67°30'00"	906	1,89%
Villa Unión	29°19'11"	68°13'26"	1155	1,83%
Olta	30°37'00"	66°16'00"	560	1,63%
Milagro	31°01'00"	65°59'00"	344	1,16%
Ulapes	31°35'00"	66°15'00"	430	0,93%
Guandacol	29°31'25"	68°33'28"	1055	0,91%
Famatina	28°55'00"	67°31'08"	1672	0,86%
Villa San José de Vinchina	28°33'36"	66°48'38"	1450	0,80%
Sanagasta	29°16'60"	67°01'60"	1005	0,72%
Vichigasta	29°28'60"	67°31'00"	863	0,71%
Andolucas -Shaqui - Cuipán - Las Talas - Los Robles	28°28'00"	67°08'00"	1080	0,64%
Sañogasta	29°18'00"	67°35'60"	1205	0,59%
Villa Castelli	29°00'00"	68°11'00"	1333	0,57%
Patquía	30°03'00"	66°53'00"	417	0,55%
Santa Rita de Catuna	28°48'21"	66°56'42"	1325	0,47%
Anillaco	30°56'60"	66°13'00"	470	0,47%
Salicas - San Blas - Chaupihuasi	28°24'00"	67°05'00"	1037	0,45%
Malanzán	30°48'00"	66°37'00"	855	0,42%
Villa Mazán	28°40'00"	66°34'00"	689	0,42%
Tama	30°31'00"	66°32'00"	670	0,37%
Pituil	28°34'00"	67°27'00"	1319	0,35%
Campanas	28°34'00"	67°37'00"	1581	0,34%
Chañar	30°37'00"	66°16'00"	560	0,33%
Pagancillo	29°34'00"	68°03'00"	1228	0,33%
El Portezuelo	30°51'00"	66°42'00"	798	0,31%
Aminga	28°49'21"	66°54'00"	1275	0,28%
Desiderio Tello	31°13'00"	66°19'00"	613	0,25%
Alpasinche	28°19'00"	67°03'00"	940	0,19%
Punta de los Llanos	30°09'00"	66°33'00"	372	0,18%
Anjullón	28°43'21"	66°55'60"	1294	0,18%
Bañado de los Pantanos	28°15'00"	66°50'00"		0,17%

**Tabla 1.** Coordenadas, Altitud y Porcentaje de Población de las localidades en estudio. Elaboración en base a datos de los Censos Nacionales INDEC.



**Figura 1.** Mapa de Localidades en estudio.

Se estudiaron y cotejaron los datos históricos correspondientes a análisis físico químicos de fuentes de agua, usadas para la provisión de la población de esas localidades, procedentes del Laboratorio de Control de Calidad de Aguas de la Dirección de Agua Potable (DAPyS) del Ente Único de Control (EUCOP); y que formaban parte de los desaparecidos archivos de la Ex-Empresa Provincial de Obras Sanitarias (EPOSLAR), como de documentación de la Ex-Aguas de La Rioja S.A. (ALARSA) y de la actual Aguas Riojanas SAPEM (ARSAPEM).

Las muestras analizadas abarcan distintos periodos que van desde el año 1993 hasta inclusive algunas del año 2013. Y las técnicas de análisis usadas para la determinación de los parámetros varían en sus distintas formas conocidas.

La primera selección fue descartar aquellos análisis que no eran de muestras de fuentes de agua, sino que eran por ejemplo pertenecientes a puntos de las redes u otros lugares del

sistema de abastecimiento.

Se tomaron los resultados de distintos años sobre la misma fuente y en cada localidad, luego de desechar algunos protocolos de análisis por incongruencias (valores fuera de lógica, dudas o falta de identificación de la fuente y/o localización, etc.); por lo que se trabajó finalmente con una muestra general de 282 análisis de F y de 269 análisis de As, con una distribución de frecuencias dada. (Gráfico 1).

Posteriormente se determinaron para cada localidad los valores mínimos, medios, medianas y máximos de los datos analizados como muestra general. (Tabla 2)

A los efectos de establecer comparaciones relativas se hicieron en función de los valores vigentes según la normativa provincial y con respecto a valores sugeridos por la OSM.

Los límites normativos tomados fueron los establecidos dentro del Marco Regulator del Servicio de Agua Potable y Desagües Cloacales en la Provincia de La Rioja (Ley Provincial N° 6.281: F = 2 mg/l y As = 0,050 mg/l); y de la OMS (Organización Mundial de la Salud) y del CAA (Código Alimentario Argentino) se adoptó: F = 1,3 mg/l y As = 0,010 mg/l.

#### 4. RESULTADOS

Del total de la muestra adoptada como válida, y como corolario podemos puntualizar las siguientes consideraciones:

En el Gráfico 1 tenemos en término de número de análisis, en Flúor solo el 13,5% están por encima del valor de la norma vigente de 2 mg/l y si tomamos como valor el de 1,3 mg/l se eleva al 47,2%. En Arsénico solo el 3,4% de los análisis están por encima del valor de la norma vigente de 0,050 mg/l y si tomamos como valor el de 0,010 mg/l se eleva al 26,0%.

En la Tabla 2 observamos que en el parámetro Flúor, los valores máximos de concentraciones determinados se encuentran en un rango que va desde los 0,5 mg/l a los 6,9 mg/l; los valores medios se encuentran en un rango que va desde los 0,3 mg/l a los 4,6 mg/l y los valores de mediana se encuentran en un rango que va desde los 0,2 mg/l a los 4,2 mg/l (Tabla 2).

Asimismo en la Tabla 2 en el parámetro Arsénico, los valores máximos de concentraciones determinados se encuentran en un rango que va desde los 0,010 mg/l a los 0,120 mg/l; los valores medios se encuentran en un rango que va desde los 0,005 mg/l a los 0,052 mg/l y los valores de mediana se encuentran en un rango que va desde los 0,004 mg/l a los 0,006 mg/l.

En cuanto al comportamiento de los parámetros estudiados, se presentan los valores máximos y medios de las concentraciones de flúor y arsénico obtenidos; en función de las localidades comparadas con los límites normativos.

En el Gráfico 2 en término de número de localidades y tomando valores máximos; en Flúor solo 15 localidades están por encima del valor de la norma vigente de 2 mg/l y se eleva a 21 localidades si tomamos como valor el de 1,3 mg/l. En Arsénico solo 8 localidades están por encima del valor de la norma vigente de 0,050 mg/l y se eleva a 26

localidades si tomamos como valor el de 0,010 mg/l.

En el Gráfico 2 en término de número de localidades y tomando valores medios, en Flúor solo 5 localidades están por encima del valor de la norma vigente de 2 mg/l y se eleva a 15 localidades si tomamos como valor el de 1,3 mg/l. En Arsénico solo 1 localidad está por encima del valor de la norma vigente de 0,050 mg/l y se eleva a 21 localidades si tomamos como valor el de 0,010 mg/l (Gráfico 2).

En la Figura 2 y 3 se representaron los mapas respectivos con los puntos de muestreo identificados con valores máximos y medios de las muestras de Flúor y de Arsénico para la Provincia de La Rioja.

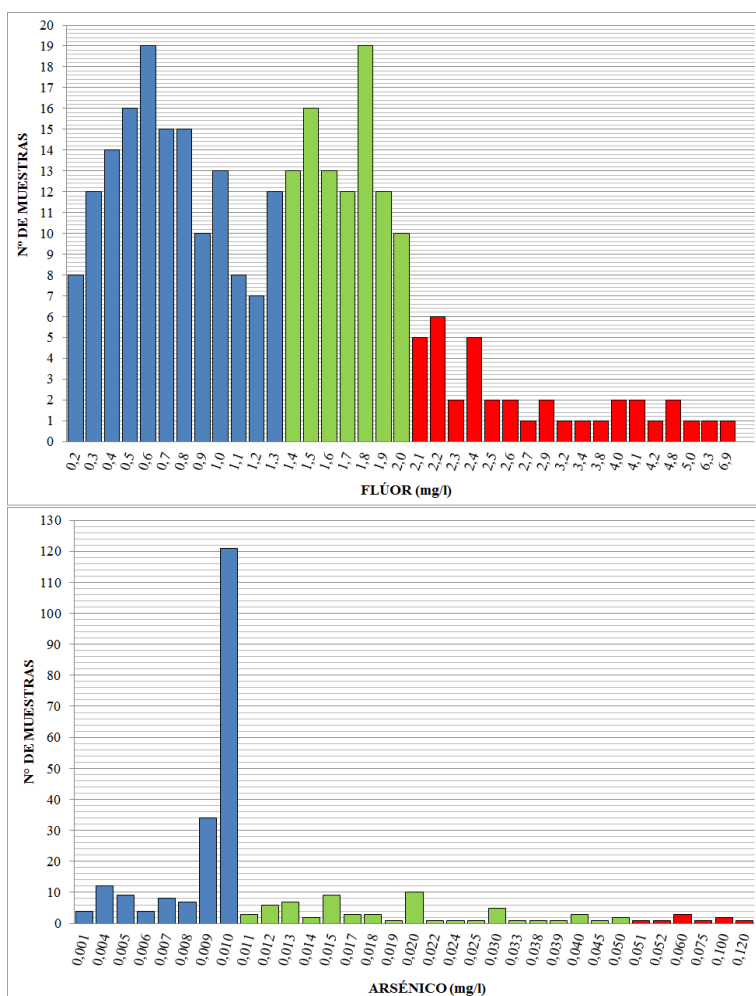
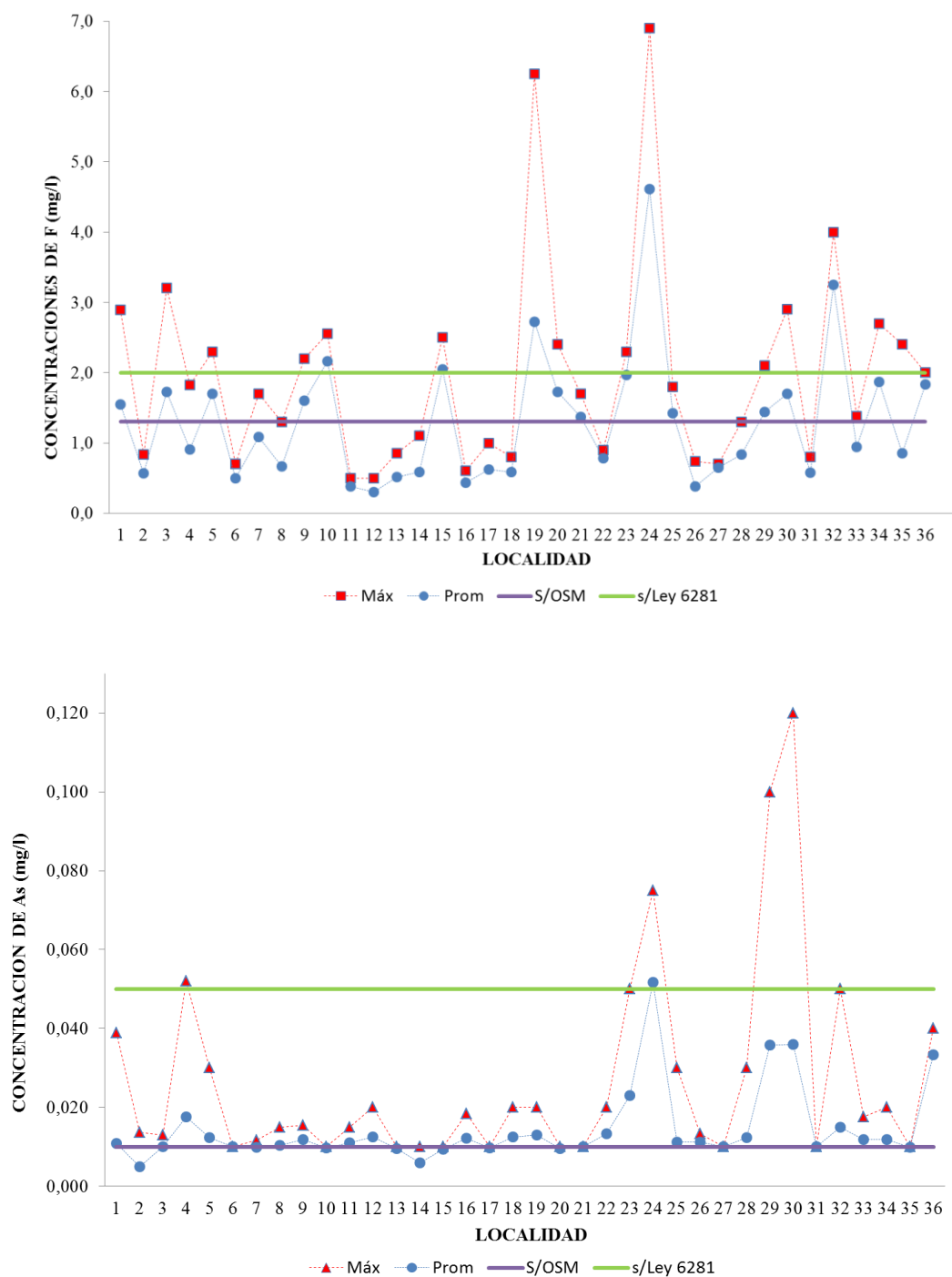


Gráfico 1. Distribución de Frecuencias.

LOCALIDADES	FLUORURO (mg/l)				ARSÉNICO (mg/l)			
	Máx	Prom	Mediana	Min	Máx	Prom	Mediana	Min
La Rioja	2,9	1,5	1,5	0,6	0,039	0,011	0,010	0,004
Chilecito	0,8	0,6	0,6	0,4	0,014	0,005	0,004	0,004
Aimogasta Arauco	3,2	1,7	1,8	0,6	0,013	0,010	0,010	0,009
Chamical	1,8	0,9	0,8	0,3	0,052	0,018	0,013	0,004
Chepes	2,3	1,7	1,7	1,1	0,030	0,012	0,010	0,005
Nonogasta	0,7	0,5	0,6	0,2	0,010	0,010	0,010	0,010
Villa Unión	1,7	1,1	1,1	0,5	0,012	0,010	0,010	0,009
Olta	1,3	0,7	0,6	0,3	0,015	0,010	0,010	0,010
Milagro	2,2	1,6	1,6	1,1	0,015	0,012	0,010	0,010
Ulapes	2,6	2,2	2,1	1,9	0,010	0,010	0,010	0,009
Guandacol	0,5	0,4	0,4	0,4	0,015	0,011	0,010	0,010
Famatina	0,5	0,3	0,3	0,2	0,020	0,013	0,010	0,010
Villa San José de Vinchina	0,9	0,5	0,4	0,3	0,010	0,010	0,010	0,009
Sanagasta	1,1	0,6	0,5	0,2	0,010	0,006	0,009	0,001
Vichigasta	2,5	2,1	2,3	0,9	0,010	0,009	0,009	0,009
Andolucas -Shaqui - Cuipán - Las Talas - Los Robles	0,6	0,4	0,5	0,2	0,018	0,012	0,010	0,010
Sañogasta	1,0	0,6	0,6	0,4	0,010	0,010	0,010	0,009
Villa Castelli	0,8	0,6	0,6	0,3	0,020	0,013	0,010	0,005
Patquía	6,3	2,7	2,1	1,4	0,020	0,013	0,010	0,009
Santa Rita de Catuna	2,4	1,7	2,0	0,6	0,010	0,009	0,010	0,008
Anillaco	1,7	1,4	1,4	1,0	0,010	0,010	0,010	0,010
Salicas - San Blas - Chaupihuasi	0,9	0,8	0,7	0,7	0,020	0,013	0,010	0,010
Malanzán	2,3	2,0	2,0	1,6	0,050	0,023	0,010	0,009
Villa Mazán	6,9	4,6	4,2	3,4	0,075	0,052	0,060	0,010
Tama	1,8	1,4	1,6	0,6	0,030	0,011	0,010	0,001
Pituil	0,7	0,4	0,2	0,2	0,013	0,011	0,010	0,010
Campanas	0,7	0,7	0,7	0,6	0,010	0,010	0,010	0,010
Chañar	1,3	0,8	0,8	0,5	0,030	0,012	0,010	0,009
Pagancillo	2,1	1,4	1,7	0,8	0,100	0,036	0,010	0,010
El Portezuelo	2,9	1,7	1,5	0,9	0,120	0,036	0,009	0,005
Aminga	0,8	0,6	0,7	0,3	0,010	0,010	0,010	0,010
Desiderio Tello	4,0	3,3	3,9	1,2	0,050	0,015	0,030	0,015
Alpasinche	1,4	0,9	0,9	0,6	0,018	0,012	0,010	0,010
Punta de los Llanos	2,7	1,9	1,8	1,3	0,020	0,012	0,010	0,010
Anjullón	2,4	0,9	0,7	0,3	0,010	0,010	0,010	0,009
Bañado de los Pantanos	2,0	1,8	1,8	1,7	0,040	0,033	0,030	0,030

**Tabla 2.** Comportamiento Flúor y Arsénico: Valores Máximos, Medios, Medianas y Mínimos.





**Grafico 2.** Comportamiento del Flúor y Arsénico: Valores Máximos y Medios.

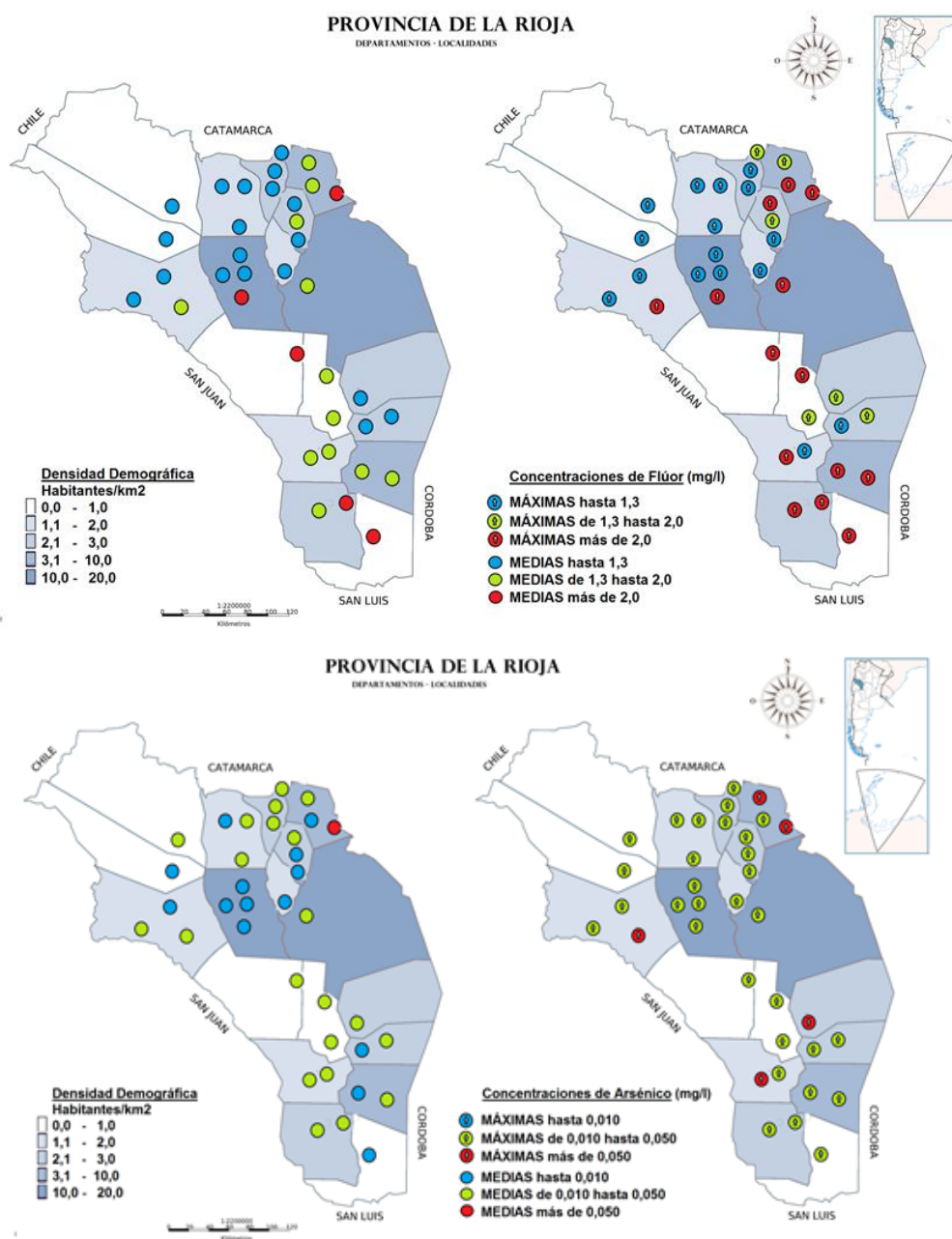


Figura 2 y 3. Mapas: Puntos de muestreo identificados con valores Máx. y Med. para concentraciones de Fluór y de Arsénico (mg/l) en la Provincia de La Rioja.

## 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La principal conclusión, y de acuerdo a la información disponible, es que existen áreas con fuentes que presentan aguas con concentraciones superiores a los límites normativos. Aunque los valores son bajos en comparación con otros lugares del país, es aconsejable profundizar en la evaluación de la distribución geográfica, tanto del Flúor como del Arsénico en las aguas de La Rioja.

Y en particular se revela que tenemos en la provincia una mayor cantidad de fuentes de agua con valores fuera de norma en las concentraciones de flúor en comparación a las concentraciones de arsénico presentadas.

Sin entrar a analizar o plantear la discusión sobre si tomar valores medios y máximos, y en los periodos mencionados, son representativos o no; si creemos que los mismos nos ofrecen una visión cercana y útil de la distribución geográfica de las concentraciones de Flúor y Arsénico en las fuentes de aguas de la provincia.

Permite ser usado de sustrato a los futuros estudios epidemiológicos que se hagan sobre la incidencia de los parámetros Flúor y Arsénico en la salud pública. Asimismo pretende servir para el planteo de las soluciones más adecuadas a los efectos de minimizar los riesgos derivados del consumo de aguas con concentraciones de Flúor y de Arsénico por encima de los valores normados.

En nuestro país existen y aún se superponen, según las distintas provincias, marcadas diferencias entre Normas de calidad y vigilancia del agua. Y estas diferencias también se dan entre países y aún entre organismos internacionales, pero en la actualidad la tendencia general es tender a fijar límites cada vez más restrictivos.

El encarar investigaciones profundizando los estudios sobre la incidencia del F y As en la salud, esencialmente en lo referente a las concentraciones en el agua, a los tiempos de exposición y a las condiciones socio-económicas de los usuarios, permitirá establecer normas de calidad con un soporte mucho más sólido del que se dispone en la actualidad.

Por último avalar lo expuesto por varias organizaciones u organismos respecto a la necesidad de lograr uniformar la metodología de recolección y de análisis de muestras de las aguas de todo el país, para conformar una base de datos general para obtener resultados confiables y comparables. Incluso para estimar, los niveles de inversión requeridos para dar solución a esta problemática.

## REFERENCIAS

- [1] INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). (Censo Año 2010)
- [2] OMS (Organización Mundial de la Salud) “*Guías para la calidad del agua potable*”. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición (2006).
- [3] CAA (Código Alimentario Argentino). Artículo 982, Agua Potable. Capítulo XII, Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Actualizado (2007).
- [4] Ley Provincial N° 6.281/96 - *Marco Regulador del Servicio de Agua Potable y Desagües Cloacales en la Provincia de La Rioja* y sus modificatorias Leyes N° 6.308/97;

Nº 6.349/97 y Nº 7.173/01. (2006)

[5] Corey Germán, Tomasini Rubén y Pagura José “*Estudio Epidemiológico de la Exposición al Arsénico a través del Consumo de Agua*” – Gobierno de Santa Fé – ENRESS (Ente Regulador de Servicios Sanitarios) – 2da. Edición (2008).

[6] Ministerio de Salud de la Nación, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Asociación Toxicológica Argentina “*Epidemiología del Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico en la República Argentina*” - Estudio Colaborativo Multicéntrico – (2006).

[7] Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. “*Niveles de Arsénico y Flúor en Agua De Bebida Animal en Establecimientos de Producción Lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)*”. InVet 6 CETA. Fac. de Cs. Vet. UBA (2004).

[8] Rondano, Karina; Mellano, Fernanda; Rosas, Domingo; Garcia, Pia; López Pasquali, Clara. “Arsénico y Flúor en Agua para Consumo en Robles, Santiago del Estero, Argentina” *Rev. Ciencia*, Vol. 3, Nº 3, Abril 2008. p 69 -78.

[9] Smedley, P. L. and Kinniburgh, D. G., 2002. A Review Of The Source, Behaviour And Distribution Of Arsenic In Natural Waters. *Applied Geochemistry*, 17: 517-568.

[10] Vilches Fátima E., Palomeque Luis I., Córdoba Graciela del V., Fuentes Susana E. y Navarro García Luis F. “*El Arsénico en la Provincia de Catamarca, Argentina*”. IIº Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea y IVº Congreso Hidrogeológico Argentino, Río Cuarto, Argentina (2005).

## ESTUDIO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN SARANDÍ

### –PARTIDO DE AVELLANEDA–

**Machalec, Jorge; Speltini, Cristina y Coppo Gabriela**

Departamento de Ingeniería Química,  
Facultad Regional Avellaneda, Universidad Tecnológica Nacional.  
jmachalec@fra.utn.edu.ar

**Resumen.** *La zona de quintas de Sarandí es un predio de aproximadamente 400 ha que se encuentra limitado por el Río de la Plata y los arroyos Sarandí y Santo Domingo. Desde el año 2010 se viene realizando el monitoreo de ambos arroyos y de la zona de influencia, del mismo modo que se ha ejecutado el monitoreo de las aguas subterráneas en dos puntos establecidos. El monitoreo de aguas superficiales y subterráneas incluye la determinación de la concentración de metales pesados (arsénico, plomo cadmio y cromo) y tienen por objetivo establecer la posible migración de los contaminantes desde las aguas superficiales a las subterráneas, como así también determinar la aptitud del agua subterránea para consumo humano. Las determinaciones analíticas de los contaminantes mencionados fueron realizadas con un un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer A Analyst 300 y un generador de hidruros FIAS 100. Los resultados muestran que se ha producido un incremento temporal en la concentración de arsénico en agua subterránea, por encima de los niveles máximos para agua de consumo indicados en el Código Alimentario Argentino (CAA), y que no hay elementos que permitan corresponder con el comportamiento del mismo analito en agua superficial.*

**Palabras clave:** agua subterránea, arsénico, contaminantes

### 1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del arroyo Sarandí y del canal Santo Domingo atraviesan varios partidos del conurbano bonaerense desde su nacimiento, hasta la desembocadura en el Río de La Plata. En la región por la que transitan ambos arroyos y que es objeto de estudio, se despliega la planicie costera que se extiende paralela a la costa del Río de La Plata, con un ancho de entre 6 y 10 km. Es un ámbito sin relieve cuyas cotas oscilan entre 5 y 0 m. Esta característica limita el flujo superficial de las aguas, dando lugar a zonas cenagosas, con aguas subterráneas aflorantes o de muy poca profundidad [1].

La traza de ambos arroyos encuentra en sus márgenes basureros a cielo abierto, asentamientos poblacionales e industriales de distintas características (curtiembres, frigoríficos y galvanoplastías entre otras). Se destacan dos instancias bien definidas que se encuentran

representadas por el entubamiento desde sus orígenes hasta el cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí, y a partir de allí y hasta la desembocadura en el Río de La Plata los arroyos se encuentra a cielo abierto, este tramo está rectificado en sus márgenes. En varios sectores de su recorrido recibe vertidos de industrias, así como descargas pluviales y efluentes cloacales.

En el sector a cielo abierto, tanto el arroyo Sarandí como el Santo Domingo limitan dos escenarios característicos como son el Polo Petroquímico Dock Sud y el relleno sanitario Santo Domingo, hoy día fuera de actividad. Entre ambos se desarrolla un pulmón verde de una superficie cercana a las 400 ha en la que se encuentran desarrollos frutihortícolas, selva en galería, y viviendas de pobladores de la zona. Todos ellos afectados por la presencia de contaminantes provenientes de distintas fuentes.

En esta zona de quintas existen establecimientos en los que se practica la vitivinicultura, en estos establecimientos se detectó la existencia de pozos para la extracción de agua subterránea proveniente de la napa freática, que se utiliza junto a las crecidas del Río de La Plata para el riego de viñedos, como así también para el lavado de equipos usados en el proceso de elaboración y en algunos casos para consumo humano, presentando esta práctica un alto riesgo sanitario.

Por su parte, las aguas subterráneas pueden transformarse en canalizadoras de numerosa cantidad de minerales que se encuentran en relación con la geoquímica del lugar, en áreas con depósitos de sedimentos loésicos, en particular de vidrio volcánico se evidencia la presencia de arsénico en concentraciones variables ( $<0,5-5000 \mu\text{g/L}$ ) [2]. Si las personas ingieren durante tiempo prolongado agua con elevadas concentraciones de arsénico pueden manifestar hiperqueratosis palmo-plantar presentando pigmentación de la piel y callosidades localizadas en las palmas de las manos y pies. El nivel de afectación se encuentra influenciado por la climatología del lugar y también por la nutrición de las personas [3], [4]. En el sudeste de Córdoba se conocen numerosos antecedentes en la salud por hidroarsenicismo [3].

## 2. OBJETIVOS

Son objetivos del presente trabajo indagar sobre la calidad de las aguas subterráneas vinculando la presencia y concentración de metales pesados (arsénico, plomo, cadmio y cromo) con los parámetros establecidos para agua de consumo humano por el Código Alimentario Argentino (CAA) [5] e indicar si existen elementos que permiten relacionarlos con la calidad de las aguas de los arroyos linderos.

## 3. METODOLOGÍA

Desde el año 2010 se realizaron numerosas campañas para el monitoreo de la calidad del agua del Arroyo Sarandí y del canal Santo Domingo. El trabajo se concentró durante los tres primeros años en el monitoreo del canal Sarandí y a partir del año 2013 el trabajo de monitoreo del agua superficial estuvo dirigido hacia el arroyo Santo Domingo, produciéndose dos grandes grupos de datos sobre los cuerpos de agua en estudio.

Los puntos de muestreo de agua superficial se indican en la Tabla 1 y la ubicación se muestra en la Figura 1.

Punto muestreado	Latitud	Longitud
Arroyo Sarandí	S 34° 39' 51,01''	O 58° 19' 22,22''
Santo Domingo	S 34° 40' 20,12''	O 58° 18' 19,42''

**Tabla 1.** Coordenadas de los puntos de muestreo



**Figura 1.** Foto satelital con la ubicación de los lugares de toma de muestras

Paralelamente al monitoreo de los arroyos se realizaron muestreos de agua subterránea en dos quintas. La primera de ellas se encuentra ubicada a aproximadamente 600 m de la costa del Río de La Plata, a 800m del arroyo Sarandí y a 1000 m del punto de muestreo del arroyo Sarandí, de aquí se realiza la extracción de agua subterránea a una profundidad de 15 m. La segunda quinta se encuentra ubicada a aproximadamente 170m de la costa del Río de la Plata, a 500 m del arroyo Santo Domingo y a 700 m del punto de muestreo del arroyo Santo Domingo, siendo la profundidad del pozo de muestreo de 8,5m. Las coordenadas de ubicación de estos dos establecimientos se presentan en la Tabla 2.

Pozo de muestreo	Latitud	Longitud
1	S 34° 40' 00,15''	O 58° 18' 44,81''
2	S 34° 39' 57,44''	O 58° 18' 23,40''

**Tabla 2.** Coordenadas de los pozos de muestreo

La comparación de resultados entre agua superficial y subterránea se realizó en 11 muestreos sobre los cuales se permite realizar la comparación temporal de los resultados obtenidos. En cada uno de los puntos y pozos monitoreados se realizó la determinación de diversos parámetros analíticos sobre las muestras de agua, de los cuales se seleccionaron los expuestos en la Tabla 3.

<b>Determinación</b>	<b>Método</b>
Arsénico total	Standard Methods 3500 As B
Cadmio	EPA 213.1
Cromo total	Standard Methods 3500 Cr B
Plomo	EPA 239.1

**Tabla 3.** Métodos de análisis

Las determinaciones analíticas sobre las muestras de agua fueron realizadas en el laboratorio de Ensayos Especiales del Departamento de Ingeniería Química de la UTN-FRA. Se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer A Analyst 300 y un generador de hidruros FIAS 100.

Los valores obtenidos de concentración de metales pesados en agua para los pozos de muestreo y en los puntos de muestreo N°3 del arroyo Sarandí y del Santo Domingo, los más cercanos a las quintas, se contrastan con las concentraciones máximas permitidas de los mismos analitos para agua potable, según lo establece el CAA.

#### **4. RESULTADOS**

Los resultados obtenidos muestran la variación temporal y espacial de cada uno de los contaminantes estudiados en los distintos medios y su comparación con los límites indicados por el CAA.

En la Figura 2 se puede apreciar que la concentración de arsénico en aguas subterráneas se ha incrementado a lo largo del tiempo, superando los límites establecidos por el CAA para agua de consumo. También se aprecia que la concentración del analito es superior en las aguas del arroyo Santo Domingo que en el agua del arroyo Sarandí, manteniéndose constante durante el período de estudio para cada una de los arroyos.



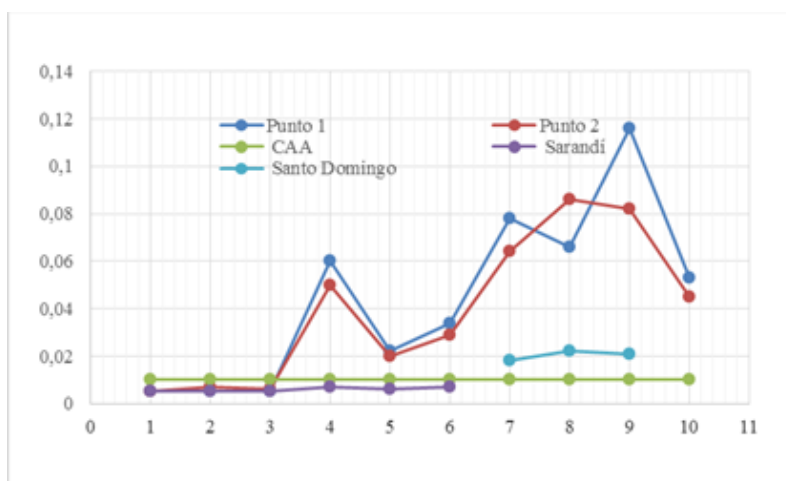


Figura 2. Variación temporal y espacial de la concentración de arsénico

La variación espacial y temporal en la concentración de plomo, Figura 3, tanto en agua subterránea como en agua superficial no muestran mayores variaciones a lo largo del período de estudio, manteniéndose en casi todos los muestreos por debajo del nivel indicado por el CAA para consumo.

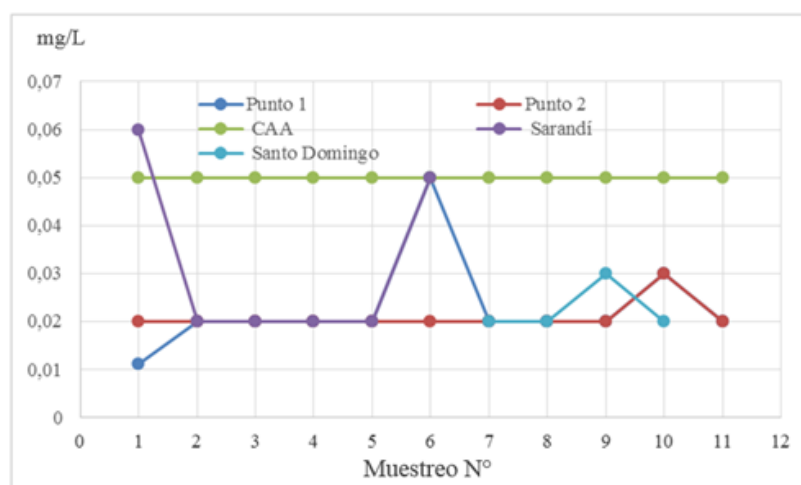
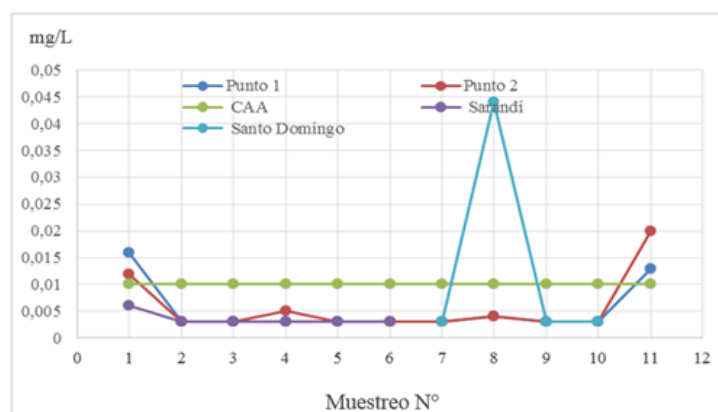


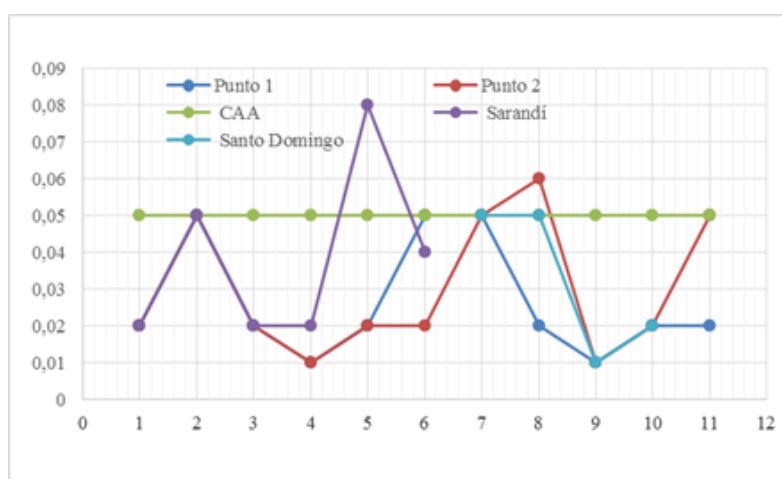
Figura 3. Variación temporal y espacial de la concentración de plomo

La concentración de cadmio en agua superficial, Figura 4, muestra un pico en la concentración del analito en el arroyo Santo Domingo para el 8° muestreo en estudio, que posiblemente se puede asociar con algún vertido clandestino del contaminante. No obstante, este comportamiento no se reproduce en el mismo sentido en el pozo próximo al arroyo Santo Domingo.



**Figura 4.** Variación temporal y espacial de la concentración de cadmio

Las concentraciones de cromo tanto en agua subterránea como en agua superficial muestran variaciones significativas, sin embargo en solo un muestreo, el N°5, la concentración de cromo total supera los límites indicados por el CAA, Figura 5.



**Figura 5.** Variación temporal y espacial de la concentración de cromo

## 5. CONCLUSIONES

Tanto el cadmio como el plomo muestran en agua superficial picos de concentración en el analito estudiado, que no se traduce de igual modo en agua subterránea. Este comportamiento indicaría que se tratan de vuelcos clandestinos en diferentes puntos de la traza.

Se evidencia una tendencia creciente en la concentración de arsénico en agua subterránea por encima del nivel de referencia indicado para consumo humano tal como lo describen distintos estudios realizados en la provincia de Buenos Aires, Córdoba, La Pampa, Santa Fe, Santiago del Estero, Chaco, Salta y Tucumán entre otras, [6] y [7], resultando prudente

poner en conocimiento a la población sobre el riesgo sanitario derivado de su consumo. No existe evidencia que permita vincular la elevada concentración de arsénico en agua subterránea con la migración del mismo analito desde las aguas superficiales. La variación temporal en la concentración del analito muestra que resulta ser peligroso para consumo humano, pudiendo derivarse en patologías conocidas provocadas en la población por el contaminante. En los términos planteados, los niveles del contaminante indicarían que el arsénico presente es de origen natural.

Resulta importante sostener el monitoreo de agua superficial y subterránea a fin de confirmar la tendencia o modificación de los resultados obtenidos a la fecha.

## REFERENCIAS

- [1] Cavallotto, J.L.; Violante, R.A.; 2005. *Geología y geomorfología del Río de la Plata*. En R.E. de Barrio, R.O., Etcheverry; M.F. Caballé, E.J. Llambías (Ed.) *Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso geológico Argentino*. La Plata, Cap. XIV: 237-254, (2005).
- [2] Smedley, Kinniburgh, “A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters”. *Applied Geochemistry*. Volumen 17, número 5, 517–568, (2002).
- [3] Bergoglio R.M.. “Mortalidad por cáncer en zona de aguas arsenicales de la provincia de Córdoba (República Argentina)”. V Congreso Ibero-Latino Americano de Dermatología. Buenos Aires, Mar del Plata, pp. 1111 – 1118, (1963).
- [4] Castro de Esparza, Wong de Medina, M. “Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales”. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS. (1998).
- [5] Código Alimentario Argentino. Artículo 982. Disponible en URL: [http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/marco/CAA/Capitulo\\_12.htm](http://www.alimentosargentinos.gov.ar/contenido/marco/CAA/Capitulo_12.htm)
- [6] Biagini RE. “Hidroarsenicismo crónico en la República Argentina”. *Med Cut. I.L.A.* N°6 423-432. (1975).
- [7] Baliña, Valdez. Costa Córdoba. “El arsenicismo y sus complicaciones”. *Rev Arg Dermatol.* 62. 169-175. (1981).



## DETERMINACIÓN *IN SITU* DE ARSÉNICO EN AGUA SUBTERRÁNEA EN LA REGIÓN DE RAFAELA, SANTA FE

Jorge M. Meichtry<sup>1,2,3</sup>, Konrad Siegfried<sup>4</sup>, Graciela De Seta<sup>1</sup>, Fernando Reina<sup>1</sup>, M. Cecilia Panigatti<sup>5</sup>, Rosana Boglione<sup>5</sup>, Carina Griffa<sup>5</sup>, Marta I. Litter<sup>2,3,6</sup>

1: Dpto. Ing. Química, Facultad Regional Buenos Aires, UTN, Medrano N° 951, CABA

2: CONICET, Av. Rivadavia 1918, CABA

3: Gerencia Química, Centro Atómico Constituyentes, Av. Gral. Paz 1499 San Martín, Buenos Aires

4: Helmholtz Center for Environmental Research GmbH - UFZ, Leipzig, Alemania

5: Facultad Regional Rafaela, UTN, M. Acuña 49, 2300 Rafaela, Santa Fe

6: 3iA, UnSAM, Peatonal Belgrano 3563 San Martín, Buenos Aires

e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar - meichtry@cnea.gov.ar

**Resumen.** *La presencia de arsénico en la llanura Chaco-Pampeana es conocida desde hace varias décadas, lo cual hace indispensable el análisis de las fuentes de agua subterránea en esta región. La gran variabilidad que existe en la concentración de arsénico, hace necesario el uso de técnicas analíticas económicas y que puedan usarse en el análisis de campo. Dentro de las técnicas actualmente disponibles, las más comunes son las que se basan en ensayos químicos por generación de arsina, y las basadas en ensayos biológicos. Se analizó in situ el agua subterránea de 15 pozos ubicados en Rafaela, Santa Fe, y sus alrededores, empleando un test químico (EconoQuick, ITS) y el test biológico ARSOlux. Las concentraciones obtenidas fueron comparadas con análisis posteriores realizados mediante ICP-OES e ICP-MS; también se analizó la especiación de As mediante HPLC-ICP-MS. Se realizaron simultáneamente determinaciones in situ de diversos parámetros (pH, conductividad, potencial redox), así como también de otros elementos (Ca, Fe, V y B entre otros) por ICP-OES y de iones ( $F^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$ ) por técnicas estándar. Se observó una mejor correlación entre los valores obtenidos con la técnica de referencia ICP-MS y técnica ARSOlux que con el test químico. Se observó una correlación negativa entre los valores de As y Ca e Fe, así como una positiva de As con V y con  $F^-$ . Se determinó que As(V) es la especie mayoritaria (>95% del As total) en todas las muestras.*

**Palabras clave:** Arsénico, llanura Chaco-Pampeana, Determinación *in situ*.

### 1. INTRODUCCIÓN

La presencia de arsénico en el medio ambiente es de gran interés para aquellos países cuya población obtiene agua para consumo humano a partir de fuentes subterráneas. Existe abundante información, especialmente para diversas regiones de Asia y América del Sur, que

reportan y confirman los riesgos relacionados al consumo de agua con elevados niveles de arsénico [1-4].

El arsénico es un contaminante geogénico que en fase acuosa puede encontrarse como las especies inorgánicas arsenito (As(III)) y arsenato (As(V)), siendo el arsenito la especie más tóxica [2]; los compuestos organoarsenicales también pueden estar presentes en las aguas naturales, pero su incidencia y toxicidad son inferiores que la de los compuestos inorgánico [2].

El consumo de agua con arsénico por largos periodos de tiempo provoca enfermedades como la hiperqueratosis en la palma de la mano o los pies, fatiga, y cáncer de vejiga, piel u otros órganos. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, así como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) ha designado el arsénico como grupo A carcinógeno humano, y el Código Alimentario Argentino (CAA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) han fijado un valor máximo permitido de 10 µg/L para As total en agua para consumo humano [5, 6].

Las concentraciones de arsénico se pueden determinar por diferentes métodos, como por ejemplo Absorción Atómica (AAS), Espectrometría de Masas con Plasma de acoplamiento Inductivo (ICP-MS), espectrometría de emisión óptica con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES), métodos colorimétricos y pruebas químicas, siendo estos últimos los empleados más comúnmente en análisis de campo.

Los métodos como ICP-MS, ICP-OES, AAS y otros métodos espectrométricos poseen mayor precisión, exactitud e inferiores límites de cuantificación, pero requieren elevadas inversiones en equipamiento, infraestructura para su instalación (gases, suministros químicos, etc.) y personal altamente calificado para realizar los ensayos e interpretar los resultados, además de tener un elevado costo operativo. Por lo tanto, en muchas regiones subdesarrolladas del mundo, estos métodos de análisis no están disponibles.

Debido a que la distribución espacial del arsénico en los acuíferos de la región Chaco-pampeana, Argentina, es muy variable, la posibilidad de distinguir pozos con elevado o bajo contenido de arsénico con un test rápido y confiable es crítica [4,7-9]. Los tests químicos de análisis de campo se basan en kits simples, de bajo costo y fácil de manejar. La mayoría se basan en el método de Gutzeit, donde se genera gas arsina por reducción de arsénico en condiciones ácidas tras la adición de polvo de zinc. La cuantificación de este gas se realiza recogiendo ya sea en una solución de dietilditiocarbamato de plata [10] o sobre un papel impregnado con bromuro mercuríco. El método Gutzeit [11] posee restricciones en la cuantificación de pequeñas cantidades de gas arsina. Estas técnicas son ampliamente usadas pero incluyen productos químicos peligrosos (bromuro de mercurio, HgBr<sub>2</sub>), crean compuestos altamente tóxicos de arsénico (arsina, AsH<sub>3</sub>) y generan residuos que deben ser eliminados adecuadamente. Además, para algunos de estos kits se discute la exactitud y precisión de los resultados obtenidos.

Actualmente existen técnicas para análisis de campo nuevas, sencillas y amigables con el medio ambiente, basadas en el uso de biosensores, como el kit ARSOLux desarrollado en el centro de Investigación Ambiental de Helmholtz UFZ (Alemania) y la Universidad de Lausanne (Suiza). El mismo se basa en la modificación genética de la bacteria *E. coli DH5α*,

(no patógena), permitiendo que la misma detecte concentraciones de arsénico total biodisponible en muestras de agua. La bacteria biosensora responde a la presencia de arsénico mediante la síntesis de luciferasa bacteriana, una proteína que emite luz azul la cual puede ser medida mediante un simple luminómetro [12,13]. Como la cantidad de proteína sintetizada es proporcional a la concentración de As en solución, es posible cuantificar de esta forma la concentración de arsénico.

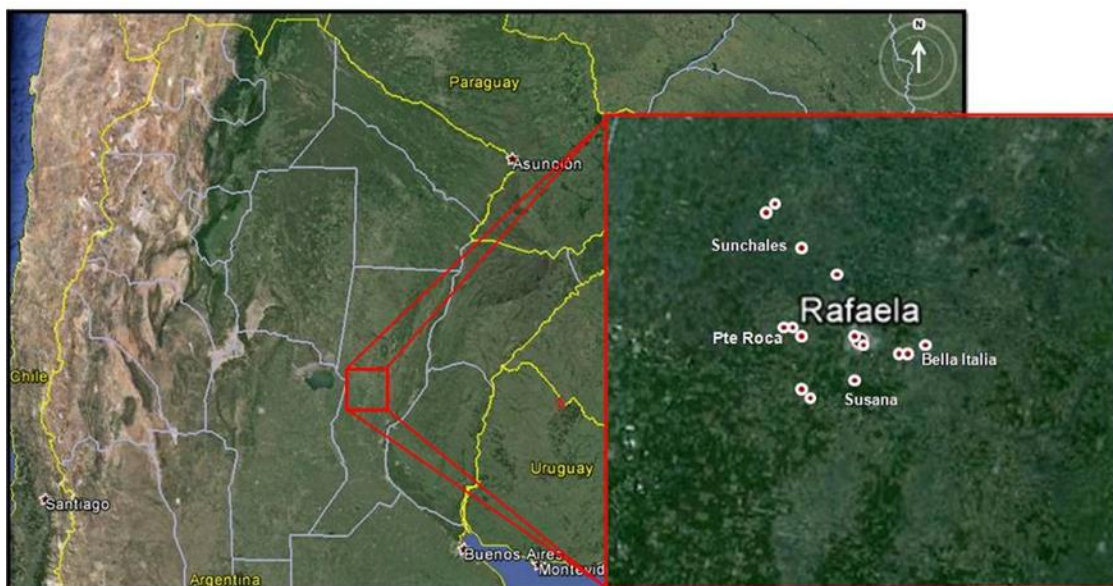
## 2. OBJETIVO

El objetivo del trabajo fue estudiar la determinación de arsénico en aguas de pozo de la región centro-oeste de la Provincia de Santa Fe, empleando diferentes metodologías y comparándolas entre sí. También se analizó las correlaciones posibles entre las concentraciones de arsénico y de otros elementos (F, V, Ca, Fe), y con otros parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad, etc.).

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.1. Descripción del lugar de estudio y toma de muestras de agua

El estudio fue realizado en la llanura Chaco Pampeana, en la Provincia de Santa Fe. Las muestras fueron tomadas en la ciudad de Rafaela y localidades cercanas (Susana, Villa San Jose, Presidente Roca, Sunchales, Tacural, Bella Italia) (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de la zona en estudio en la Provincia de Santa Fe, Argentina.

Durante la campaña se tomaron muestras de agua subterránea en 15 lugares diferentes. En

cada punto se registraron las coordenadas y altitud empleando un GPS Garmin eTrex 10 GPS device (Garmin, Southampton, U.K.) y la profundidad del pozo (Tabla 1).

El agua subterránea a analizar fue tomada en bidones de 10 litros. Se realizó *in situ*, la medición de temperatura, pH, sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (CE), salinidad y oxígeno disuelto (OD) empleando un equipo multiparamétrico (WTW, Multi 3430 SET G, Weilheim, Germany).

Se filtraron 50 mL de muestra con un filtro de acetato de celulosa de 0,80  $\mu\text{m}$  de poro, a los que se le agregó ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) para obtener una concentración final 10 mM. Esta muestra se empleó para el análisis posterior de la concentración total de arsénico y otros elementos por ICP-MS e ICP-OES, determinaciones que fueron realizadas en el Departamento de Química Analítica del UFZ, Alemania.

Número	Lugar	Coordenadas (S)	Coordenadas (O)	Prof (m)	Altitud (m)
1	Rafaela	31° 16,423 '	61° 29,373'	25	92
2	Susana	31° 21,427 '	61° 30,787'	12	87
3	Villa San José	31° 20,310 '	61° 37,364'	26	102
4	Villa San José (Tambo)	31° 20,300 '	61° 37,105'	32	103
5	Sunchales	30° 56,616 '	61° 33,416'	12	92
6	Tacural (Escuela)	30° 50,574 '	61° 35,451'	20	92
7	Tacural (Cooperativa)	30° 50,810 '	61° 35,614'	20	90
8	Ruta 34 (Tambo)	31° 51,772 '	61° 27,301'	20	99
9	Rafaela	31° 16,317'	61° 30,030'	30	105
10	Bella Italia (Empresa)	31° 18,848'	61° 21,800'	30	63
11	Bella Italia	31° 17,770'	61° 23,440'	18	53
12	Bella Italia (Cementerio)	31° 16,181'	61° 27,301'	18	75
13	Roca	31° 12,917'	61° 36,965'	30	114
14	Roca	31° 12,917'	61° 36,965'	12	114
15	Estación Roca (Escuela)	31° 13,950'	61° 36,537'	12	105

**Tabla 1.** Datos de los puntos de muestreo.

Además se filtró una muestra de 1 mL, la cual se acidificó con ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) (concentración final 10 mM) y se conservó en viales de vidrio color caramelo para análisis de arsenito y arseniato por HPLC-ICP-MS en UFZ en Alemania.

El análisis de arsénico total con el test químico (Econo Quick™, ITS, Rock Hill, SC, USA) se realizó *in situ* por duplicado.

Las muestras que se analizaron empleando la técnica de biosensor ARSOLux fueron filtradas y transportadas al laboratorio de la Facultad Regional Rafaela, UTN y analizadas el mismo día de muestreo.



### 3.2. Análisis de agua empleando el test Quick™

Este test se basa en el método de Gutzeit, determinando la concentración de arsénico total en muestras de agua en forma semi-cuantitativa.

Brevemente, se midieron 100 ml de muestra en una botella plástica y se agregaron 3 cucharadas de un reactivo que contiene ácido tartárico (98,7 %), sulfato ferroso (0,7 %) y sulfato de níquel (0,6 %). Se agitó durante 15 segundos y luego se agregaron con agitación, 2 cucharadas de peroximonopersulfato de potasio. Se dejó reposar durante 2 minutos y se adicionó zinc. Dentro de cada botella y sin tocar el líquido, se colocó una tira reactiva que contiene bromuro de mercurio. La botella se cerró y se dejó reaccionar durante 10 minutos, luego de los cuales se comparó el color de la tira reactiva con una escala de colores (Figura 2). El resultado de este test brinda valores semi-cuantitativos en un rango de concentraciones de arsénico de 5 a 500 µg/L.



Figura 2. Botellas empleadas para el análisis de Arsénico empleando el test Químico, y escala de colores para determinación comparativa de la concentración de arsénico.

### 3.3. Análisis de agua empleando el Biosensor ARSOLux

El análisis mediante el biosensor ARSOLux está basado en la determinación de la luz emitida por una proteína que es sintetizada por una bacteria (*E. coli DH5a*, genéticamente modificada) en presencia de arsénico. Brevemente, el liofilizado de la bacteria, contenido en un vial sellado con un tapón de goma, es resuspendido en la muestra y la bacteria es revitalizada. Los biosensores se incuban en estufa a 30 °C durante 2 horas para iniciar el metabolismo de la bacteria. Luego del periodo de incubación, el vial es introducido en el luminómetro para medir la emisión de luz producida por la bacteria, durante 10 segundos (Figura 3).

Este sensor mide en un rango de concentración de arsénico de 5 a 200 µg/L. Las condiciones óptimas de incubación se dan a una temperatura de 30 °C (entre 20 °C y 37 °C), a pH entre 6–8, una salinidad  $\leq 0.5\%$  y conductividad  $\leq 9$  mS/cm (sólidos totales disueltos  $\leq 9$  g/L). Concentraciones de As  $> 200$  µg/L pueden inhibir la emisión de luz por parte de la bacteria, por lo que cada muestra se analiza por cuadruplicado, empleándose 2 biosensores para la muestra sin diluir y otros dos para la muestra diluida 10 veces. Si el resultado de la muestra diluida es mayor que el de la original, se toma el resultado de la diluida y se multiplica por el factor de dilución.

Luego de realizar todas las mediciones se debe inactivar la bacteria, mediante el agregado de un desinfectante a los viales. Todo el material empleado en el análisis es recolectado en bolsas plásticas y finalmente autoclavado para su inactivación.

Debe destacarse que este ensayo biológico mide el arsénico total disuelto biodisponible, por lo que en los casos en que el mismo se encuentre adsorbido en oxihidróxidos férricos o como compuestos de arsénico no disueltos y no biodisponibles, no podrá ser detectado por las bacterias [12].

Para el análisis de la concentración de arsénico total se empleó 1 ml de muestra previamente filtrado (filtro de acetato de celulosa de 0,45–0,80  $\mu\text{m}$ ), el cual fue inyectado mediante una jeringa en el vial; a continuación, se siguió el procedimiento descrito anteriormente para realizar la cuantificación de As total, calibrándose previamente el luminómetro con soluciones estándares de arsénico de 5, 20, 50 y 200  $\mu\text{g/L}$ .



Figura 3. Determinación de arsénico total mediante ARSOLux

### 3.4. Análisis químicos

Se realizaron análisis de arsénico total (As), aluminio (Al), boro (B), calcio (Ca), cromo (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn), sílice (Si) y vanadio (V) por espectroscopía de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, CIROS, Spectro A.I.). La especiación de arsénico se realizó mediante HPLC acoplado a un espectrómetro de masa de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS, ELAN 6000 DRC-cuadrupolo, Perkin-Elmer).

Las determinaciones de carbono inorgánico total (CIT) y carbono orgánico total (COT) fueron determinadas con un analizador TOC Shimadzu 5000-A en el laboratorio de la Gerencia Química, CNEA, Argentina.

Las concentraciones de fluoruro (electrodo selectivo), nitrato (electrodo selectivo), nitrito (método colorimétrico), amonio (método colorimétrico), cloruro (titulación argentométrica con nitrato de plata), bicarbonato (titulación ácido base) y sulfato (método turbidimétrico) fueron realizadas en la Facultad Regional Rafaela, UTN, empleando la metodología propuesta por APHA [14].

### 3.5. Cálculo de las correlaciones de los análisis

Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson entre las concentraciones de arsénico y los demás parámetros analizados empleando el software Origin 8.0.

#### 4. RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras recolectadas y medidos *in situ* con el equipo multiparamétrico. Los valores de pH de las muestras se encontraron entre 6,98 y 8,44, mientras que las conductividades medidas oscilaron entre 906 y 6950  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . En el 73 % de las muestras los valores de sólidos disueltos totales se encontraron por encima del valor límite permitido por el Código Alimentario Argentino (CAA) (1500 mg/L) [5]. Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) medidas fueron relativamente elevadas, hallándose todas por encima de 3,0 mg/L.

Muestra	pH	CE	OD	SDT
		$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/L	mg/L
1	7,84	2730	6,89	1908
2	7,99	3040	6,79	2120
3	7,50	4040	7,35	2930
4	6,98	6900	7,03	4830
5	8,30	1015	4,73	711
6	7,87	2030	6,25	1421
7	7,69	906	4,00	634
8	7,53	3910	6,90	2730
9	7,98	2190	8,73	1534
10	8,44	3000	3,72	2100
11	8,00	6950	3,28	4860
12	7,87	1750	8,30	1224
13	7,46	2880	5,84	1978
14	7,49	2500	5,66	1754
15	7,67	3320	8,40	2330

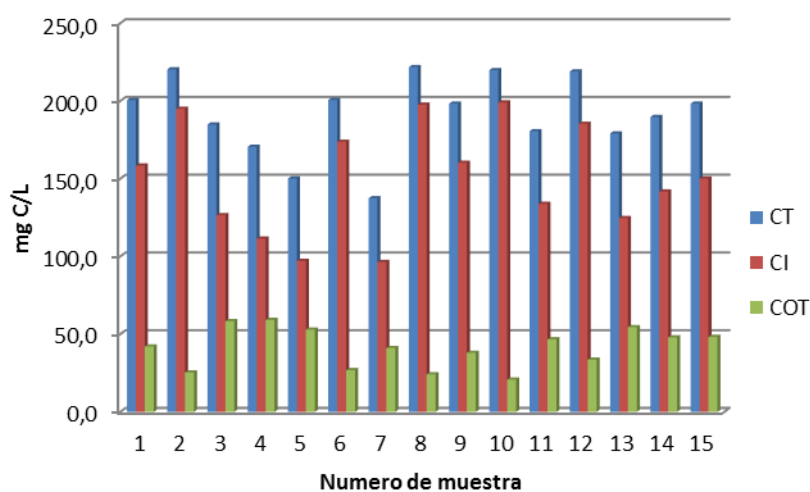
**Tabla 2.** Datos de calidad de agua correspondiente a las 15 muestras de agua subterránea analizadas

En la Tabla 2 se presentan los resultados promedios, mínimo y máximo obtenidos para algunos parámetros fisicoquímicos. Puede destacarse que

el 43 % de las muestras presentó concentraciones de nitrato por encima de lo establecido por el CAA [5]; estas muestras pertenecen a sitios que presentan pozos negros cercanos o corresponden a predios lecheros. Tanto para cloruro como fluoruro el 21% no cumplió con el valor aconsejado para agua potable, mientras que en el caso de sulfato el 47 % superó el límite correspondiente.

Parámetro	Promedio	Mínimo	Máximo	Lím. C.A.A.
Nitrato (mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (n=14)	127,4	9,2	638,5	< 45
Nitrito (mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (n=15)	-	ND (0,05)	0,27	< 0,10
Amonio(mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (n=15)	-	ND (0,05)	0,60	< 0,20
Cloruro (mg/L Cl <sup>-</sup> ) (n=14)	352,3	20,0	1265,4	< 350
Flúor (mg/L F <sup>-</sup> ) (n=14)	0,96	0,3	2,6	0,7-1,2
Sulfato (mg/L SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ) (n=15)	467,0	32,6	1598,8	< 400
Bicarbonato (mg/LHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (n=15)	860,0	552,9	1138,4	-

**Tabla 3.** Valores promedio, mínimo y máximo de parámetros fisicoquímicos de calidad de agua correspondiente a las muestras de agua subterránea analizadas



**Figura 4.** Concentraciones de las distintas fracciones de carbono en los distintos puntos de muestreo.

En la Figura 4 se pueden observar los resultados obtenidos para Carbono Total (Prom =191,4 mg/L C), Carbono orgánico (Prom = 41,3 mg/L C) e inorgánico (Prom= 150,1 mg/L C). El carbono inorgánico representa en promedio un 78 % del CT. Las muestras con mayor contenido de COT se podrían relacionar con contaminaciones orgánicas producto de las actividades realizadas cerca de los puntos de muestreo.

Muestra	As	B	Ca	Si	Cr	Fe	Mn	Al	V
	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
1	<b>55</b>	<b>4,3</b>	17,0	34,0	10,4	109	5,7	<b>210</b>	160
2	<b>73</b>	<b>5,4</b>	45,0	39,0	4,3	50	1,5	123	150
3	<b>33</b>	<b>3,5</b>	123,0	40,0	3,0	34	2,6	135	102
4	<b>16</b>	<b>4,3</b>	289,0	42,0	4,9	66	1,6	114	76
5	<b>370</b>	<b>2,7</b>	4,0	33,0	1,27	4,7	0,25	103	550
6	<b>150</b>	<b>5,9</b>	22,0	35,0	1,08	9,2	0,99	140	290
7	<b>74</b>	<b>1,2</b>	39,0	35,0	0,96	21	0,35	124	150
8	<b>41</b>	<b>4,5</b>	98,0	39,0	3,0	29	6,5	115	113
9	<b>103</b>	<b>4,7</b>	16,0	35,0	8,0	12,3	0,21	98	180
10	<b>2000</b>	<b>8,6</b>	4,0	31,0	5,4	3,6	0,14	114	1090
11	<b>87</b>	<b>7,1</b>	48,0	33,0	4,3	44	3,9	160	190
12	<b>140</b>	<b>4,0</b>	14,0	38,0	5,1	18	0,61	133	230
13	<b>66</b>	<b>4,1</b>	53,0	39,0	5,1	15	0,13	128	133
14	<b>63</b>	<b>4,9</b>	47,0	41,0	5,3	160	23	<b>490</b>	160
15	<b>67</b>	<b>5,8</b>	62,0	37,0	2,7	132	5,6	140	160
Lim CAA	10	0,5	s/l	s/l	50	300	100	200	s/l
Lim OMS	10	2,4	s/l	s/l	50	s/l	400	200	s/l

**Tabla 4.** Resultados obtenidos a partir del análisis de las muestras de agua subterránea empleando ICP-MS

En la Tabla 4 se presentan resultados del análisis de las muestras de agua subterránea empleando ICP-MS. Ninguna de las muestras superó los límites de cromo, hierro y manganeso totales establecidos por el CAA y la OMS [14,15] para agua potable. Teniendo en cuenta los resultados de aluminio, dos muestras han superado el límite recomendado. En cuanto a vanadio, sílice y calcio, ninguna de las referencias tomadas establecen límites para definir potabilidad de agua. Los valores de sílice (31,0 a 41,0) se pueden relacionar con la disolución de cenizas volcánicas [16,17], proceso que también justifica la presencia de arsénico en las aguas subterráneas de la llanura Chaco-pampeana. En cuanto al vanadio, a pesar de no existir límite para este elemento, se debe tener en cuenta que la EPA ha determinado que el mismo es uno de los 30 potenciales contaminantes no regulados a los cuales se deben evaluar por su posibilidad de ser cancerígeno [18]. El departamento de Salud

Pública de California ha establecido un nivel de 50  $\mu\text{g/L}$  de vanadio para aguas de consumo, valor que ha sido ampliamente superado por la mayoría de las muestras analizadas en el presente estudio.

Las concentraciones de boro encontradas en las aguas en estudio superan ampliamente los límites recomendados por el CAA y OMS [5,6], aunque debe destacarse que los valores fijados por estos códigos son valores recomendados, ya que por ejemplo la EPA lo considera una sustancia que no es necesario regular en aguas para consumo humano [18]. Prácticamente no hay antecedentes sobre análisis de este parámetro en aguas subterráneas de la zona en estudio, ya que es un elemento que generalmente no se tiene en cuenta en los análisis de rutina. El boro presente en el agua subterránea se debe principalmente a la lixiviación de rocas y suelos que contienen boratos y borosilicatos. También podría tener origen a partir del uso de algunos plaguicidas y productos de limpieza. Las concentraciones de boro en las aguas subterráneas en todo el mundo varían ampliamente entre valores 0,3 y 100  $\text{mg/L}$  [19].

Las concentraciones de arsénico total encontradas en las aguas en estudio oscilaron entre 16 y 2000  $\mu\text{g/L}$  (tomando ICP-MS como método de referencia), superando ampliamente el límite de 10  $\mu\text{g/L}$ , recomendado por el Código Alimentario Argentino [5] y la Organización Mundial de la Salud (OMS) [6] para consumo humano. Según estas normativas ninguna de estas aguas sería apta para consumo humano. Tomando como referencia el valor establecido por la legislación de la Provincia de Santa Fe (50  $\mu\text{g/L}$ ) [20], solo un 20% de las muestras presentan valores por debajo del límite.

En la Figura 5 se presentan las concentraciones de arsénico total determinadas por las diferentes metodologías empleadas en el estudio, en todos los puntos de muestreo. Se puede observar tanto la variación entre los diferentes pozos monitoreados, como las diferencias entre las técnicas estudiadas. En la Tabla 5 se resumen los promedios, valores máximos y mínimos obtenidos con cada técnica. La concentración promedio obtenida por ICP-MS es superior a los resultados obtenidos por HPLC-ICP-MS, lo que podría deberse a que las muestras preparadas para análisis por ICP-MS son estabilizadas y digeridas con  $\text{HNO}_3$ , pudiendo liberarse arsénico particulado a la solución que no es detectado mediante HPLC-ICP-MS (donde se emplea  $\text{H}_3\text{PO}_4$  para estabilizar la muestra) o ARSOlux. Excepto para la muestra 10, los resultados obtenidos por el test químico sobreestimaron las concentraciones de arsénico total, comparándolas con los valores obtenidos por ICP-MS.

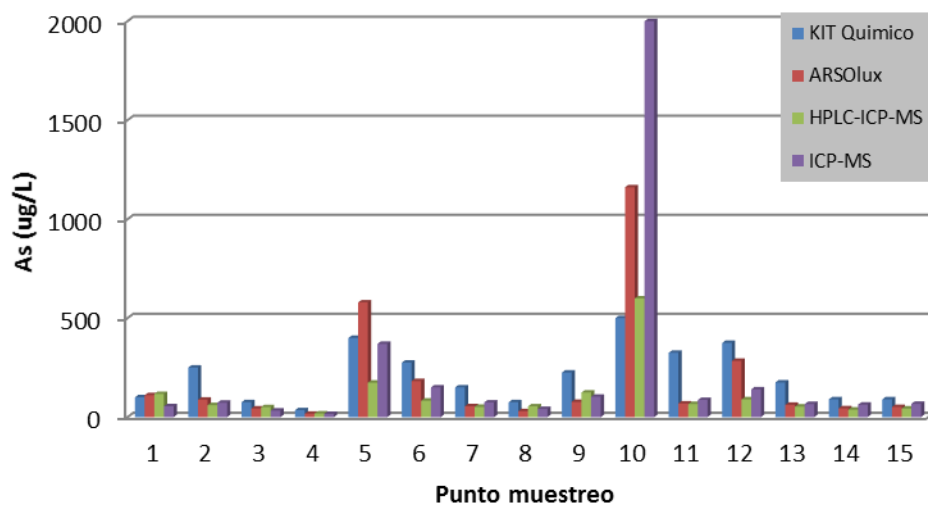
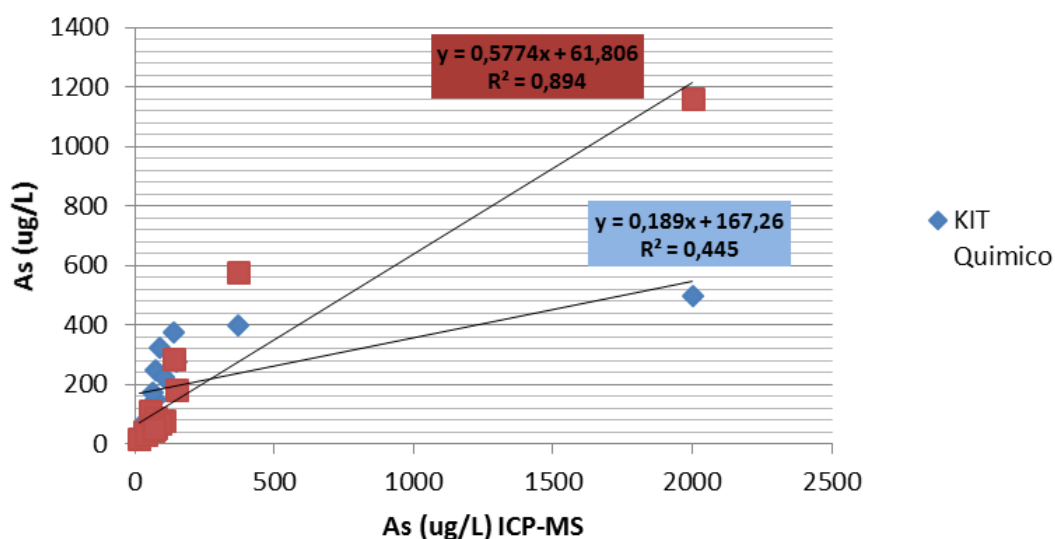


Figura 5. Concentraciones de Arsénico total determinadas por las diferentes metodologías empleadas en el estudio, en los diferentes puntos de muestreo.

Metodología análisis de Arsénico total	Promedio (n=15)	Mínimo	Máximo
	µg/L As		
ARSOLux	190	17	1161
Kit Químico	209	35	500
ICP-MS	233	16	2000
HPLS-ICP-MS	108	18	600

Tabla 5. Resultados promedio, maximo y minimo de arsenico total obtenidos empleando las diferentes tecnicas de analisis en los 15 puntos de muestreo.

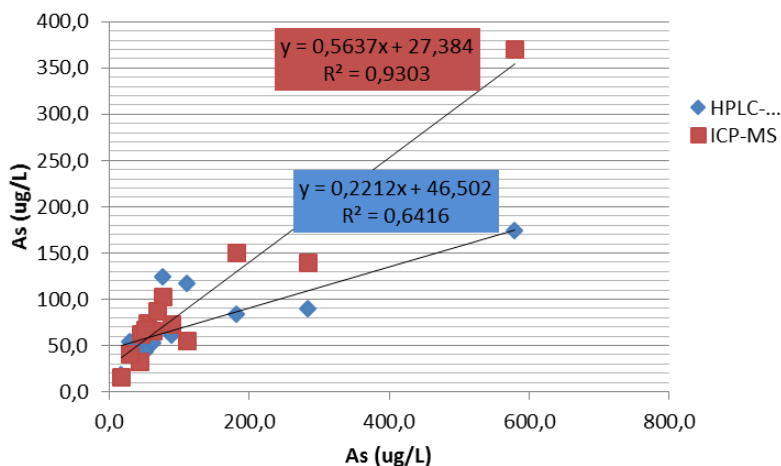
En la Figura 6 se presentan las relaciones entre los valores de arsénico total determinados por el test químico y la técnica ARSOLux con las determinaciones realizadas por ICP-MS.



**Figura 6.** Comparación de la concentración de arsénico total determinada por la técnica estándar ICP-MS y los test de campo ARSOLux y el kit químico.

Se observó una mejor correlación entre los valores obtenidos con la técnica de referencia ICP-MS y la técnica ARSOLux ( $r^2 = 0,894$ ) que con el test químico ( $r^2 = 0,445$ ), por lo que ARSOLux puede considerarse una técnica de campo más confiable.

En la Figura 7 se muestra la correlación entre los valores obtenidos por ARSOLux con los determinados mediante HPLC-ICP-MS e ICP-MS; se excluyó el valor de la muestra 10 por considerarse que el alto valor de esta muestra afectó, pese a la dilución, los resultados del test ARSOLux.



**Figura 7.** Comparación de la concentración de arsénico total determinada por el método Arsolux y HPLC-ICP-MS y ICP-MS.



Los resultados de la Figura 7 indican que hay una mayor correlación entre los valores medidos por ARSOLux con los determinados por ICP-MS respecto de los determinados por HPLC-ICP-MS. Las diferencias entre los valores obtenidos por ICP-MS y HPLC-ICP-MS puede explicarse considerando los distintos ácidos empleados en cada caso; posiblemente el  $\text{HNO}_3$ , siendo más fuerte, esté favoreciendo la solubilización del As retenido en el material particulado que no fue retenido por el filtro de  $0,45 \mu\text{m}$  utilizado, y que no sería detectable por HPLC-ICP-MS. Dada la mayor correlación de ARSOLux con los valores de ICP-MS, puede inferirse que este test biológico puede detectar el As retenido en el material finamente particulado; por otro lado, al ser las pendientes de la Figura 7 inferiores a la unidad, puede proponerse que hay algún otro elemento presente en la matriz acuosa de las muestras que esté directamente correlacionado con As y que genera el mismo tipo de respuesta luminosa que el arsénico.

Los resultados de especiación obtenidos por HPLC-ICP-MS, muestran predominio del arsénico pentavalente (98,5%), menos tóxico, por sobre el arsénico trivalente (1,5 %), en las muestras de agua subterránea en la zona en estudio; estos resultados coinciden con resultados obtenidos por otros investigadores en la llanura Chaco-Pampeana [21 -23].

Las bajas concentraciones de As(III), cercanas al límite de detección están relacionadas con las concentraciones relativamente elevadas tanto de oxígeno disuelto ( $\text{OD} > 3 \text{ mg/L}$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^- > 9 \text{ mg/L}$ ) y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-} > 550 \text{ mg/L}$ ) y bajas concentraciones de hierro total ( $\text{Fetot} < 0,20 \text{ mg/L}$ ). Estos datos difieren de los obtenidos en estudios realizados en otras provincias como La Pampa, Neuquén y San Juan donde se encontró al arsénico trivalente como la especie prevaleciente, indicando una mayor influencia de los procesos de reducción [24, 25]. La especiación depende del tipo de agua, siendo el pH y potencial redox factores claves. Ward *et al.* [24] sugieren que, además de estos factores, las características geoquímicas tienen una influencia importante en la distribución de las especies de arsénico.

Se encontraron correlaciones de Pearson positivas significativas entre los resultados de arsénico obtenido por ICP-MS y las concentraciones de boro ( $r = 0,57$ ), vanadio ( $r = 0,96$ ), flúor ( $r = 0,69$ ) y pH ( $r = 0,60$ ). En cambio las relaciones fueron negativas con calcio ( $r = -0,29$ ), hierro ( $r = -0,30$ ), manganeso ( $r = -0,20$ ) y sílice ( $r = -0,56$ ). A diferencia de otros reportes [26], no se encontraron relaciones significativas entre las concentraciones de arsénico y las de bicarbonato y materia orgánica.

## 5. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se determinó la concentración de arsénico en aguas subterráneas de la llanura Chaco Pampeana empleando diferentes metodologías. Además se determinaron diferentes parámetros fisicoquímicos analizando relaciones con los valores de arsénicos encontrados.

Las concentraciones de arsénico total encontradas superan los límites recomendados por organismos nacionales e internacionales para consumo humano. Otros parámetros fisicoquímicos estudiados en muchos casos también se encuentran por encima de los límites establecidos.

Los resultados mostraron la prevalencia de la forma pentavalente del As en las aguas

subterráneas de la zona Centro –Oeste de la provincia de Santa Fe, con valores de As (III) por debajo de los límites de detección.

Se observó una correlación negativa entre los valores de arsénico y calcio e hierro, así como una positiva con vanadio y con fluoruro.

Comparando el método ARSOLux con el test Químico, este último tiene como ventaja que es sencillo para manejar y se pueden determinar resultados en forma rápida, pero brinda resultados semicuantitativos que, de acuerdo al presente estudio, se encontraban ampliamente sobrestimados; además, generan gas arsina y residuos tóxicos que requieren disposición final especial. Por otro lado, el biosensor ARSOLux no emplea reactivos tóxicos, requiere el uso de menor cantidad de muestra y conduce a resultados más precisos, tomando como referencia los valores obtenidos con la técnica ICP-MS.

Aunque más estudios son necesarios para analizar posibles elementos interferentes en las muestras estudiadas que expliquen las diferencias obtenidas entre el método ARSOLux e ICP-MS, el empleo de sistemas biológicos para la detección de la contaminación por arsénico podría ser de gran beneficio para mitigar los problemas de salud relacionados con dicho elemento en el agua potable.

## AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado gracias al subsidio otorgado por la Subsecretaría de Gestión y Coordinación de Políticas Universitarias a través de la Convocatoria de Proyectos de Redes Interuniversitarias VII (2014), al Proyecto: “Desarrollo y evaluación de procesos simples y económicos de abatimiento de arsénico para regiones aisladas”.

## 6. REFERENCIAS

[1] Nicolli, H.; Suriano, J.; M. Gomez Peral; L. Ferpozzi; O. Baleani, “Groundwater Contamination with Arsenic and other Trace Elements in an Area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina”. *Environ. Geol. Water Sci.* Vol 14:1, pp 3-16, (1989).

[2] Bundschuh, J.; A. Pérez Carrera; M.I. Litter, (Eds). “Distribución de arsénico en la región sudamericana”. Capítulo 4, pp. 49-76. “Ambientes afectados por el arsénico”. Capítulo 5, pp. 77-94. “Movilidad del arsénico y procesos de transporte”. Capítulo 7, pp. 137-159. *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e iberoamericana*. Argentina, CYTED, (2008).

[3] Chen, S.; S.R. Dzung, M. Yang, K. Chiu, G. Shieh, C. Wai, “Arsenic species in groundwaters of the blackfoot disease area, Taiwan”. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 28 pp 877–881, (1994).

[4] Van Geen, A.; H. Ahsan, A. Horneman, R. Dhar, Y. Zheng, I. Hussein, K.M. Ahmed, A. Gelman, M. Stute, H.J. Simpson, S. Wallace, C. Small, F. Parvez, V. Slavkovich, N.J. Lolocono, M. Becker, Z. Cheng, H. Momotaj, M. Shahnewaz, A.A. Seddique, J. Graziano, Bull. “Promotion of well-switching to mitigate the current arsenic crisis in Bangladesh”. *World Health Org.* 80: 732–737. (2002)

[5] Código Alimentario Argentino. “Artículo 982 - (Res Conj. Sprys Y Sagpya N° 68/2007

Y N° 196/2007)". (2007).

[6] Guidelines for drinking-water quality, fourth edition World Health Organization (2011). [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/dwq\\_guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/)

[7] McArthur, J.M.; D.M. Banerjee, K.A. Hudson-Edwards, R. Mishra, R. Purohit, P. Ravenscroft, A. Cronin, R.J. Howarth, A. Chatterjee, T. Talukder, D. Lowry, S. Houghton, D.K. "Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in anoxic ground water: the example of West Bengal and its worldwide implications", Chadha, *Appl. Geochem.* 19, 1255–1293. (2004)

[8] van Geen, A.; Y. Zheng, R. Versteeg, M. Stute, A. Horneman, R. Dhar, M. Steckler, A. Gelman, C. Small, H. Ahsan, J. Graziano, I. Hussein, K.M. Ahmed, . "Spatial variability of arsenic in 6000 tube wells in a 25 km<sup>2</sup> area of Bangladesh". *Water Resour. Res.* Vol. 6 1140. (2002).

[9] Zheng, Y.; M. Stute, A. van Geen, I. Gavrieli, R. Dhar, H.J. Simpson, P. Schlosser, K.M. Ahmed, "Redox control of arsenic mobilization in Bangladesh groundwater" *Appl. Geochem.* 19 (2004) 201– 214.

[10] Rowe, J.J., Fournier, R.O. and Morey, G.W. "Chemical analysis of thermal waters in Yellowstone National Park, Wyoming, 1960–5". *US Geol. Surv. Bull.*, 1303, 31 pp (1973).

[11] Jacobs, M. B. and J. Nagler, "Colorimetric Microdetermination of Arsenic". *Ind. Eng. Chem., Anal. Ed.*, Vol. 14:442 (1942).

[12] Harms, H.; Wells, M.C.; van der Meer, J.R. Whole-cell living biosensors Are they ready for environmental application? *Appl. Microbiol. Biot.* Vol. 70, 273–280.

[13] Siegfried, K.; Endes, C.; Bhuiyan, A.; Kuppardt, A.; Mattusch, J.; van der Meer, J.R.; Chatzinotas, A.; Harms, H. Field testing of arsenic in groundwater samples of Bangladesh using a test kit based on lyophilized bioreporter bacteria. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 46, 3281–3287. (2012)

[14] APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20th Edition American Public Health Assoc., N.York 1268 Pp. (2001).

[15] Nicolli, H.B.; Bundschuh, J.; Blanco, M.C.; Tujchneider, O.; Panarello, H.; Dapeña, C.; Rusansky, J. "Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results from 100 years of research". *Sci. Total Environ.* 490, 36–56, (2012).

[16] Alarcón-Herrera, M.T.; Bundschuh, J.; Nath, B.; Nicolli, H.B.; Gutierrez, M.; Reyes-Gomez, V.M.; Nuñez, D.; Martín-Dominguez, I.R.; Sracek, O. "Co-occurrence of arsenic and fluoride in groundwater of semi-arid regions in Latin America: Genesis, mobility and remediation". *J. Hazard. Mat.* 262, 960–969, (2013).

[17] US EPA, last updated on 17 November 2014. Disponible en: [www2.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/fact\\_sheet\\_final\\_third\\_ccl.pdf](http://www2.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/fact_sheet_final_third_ccl.pdf) (acceso el 29/05/2015)

[18] US EPA Document Number EPA-822-R-08-002. Disponible en: [www.epa.gov/safewater/ccl/pdf/boron.pdf](http://www.epa.gov/safewater/ccl/pdf/boron.pdf) (acceso el 01/06/2015)

[19] [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/boron.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/boron.pdf) (acceso el 29/05/2015).

[20] ENRESS (Ente Regulador de Servicios Sanitarios). Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medioambiente, Santa Fe, Argentina. Anexo A Ley N° 11220. (2005)

[21] Smedley, P.L.; Nicolli, H.B.; Macdonald, D.M.J.; Barros, A.J.; Tullio, J.O.

- “Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina”. *Appl. Geochem.*, 17, 259–284, (2002)
- [22]Bundschuh, J.; Litter, M.I.; Parvez, F.; Roman-Ross, G.; Nicolli, H.B.; Jean, J.S.; Liu, C.W.; Lopez, D.; Armienta, M.A.; Guilherme, L.R.G.. “One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries”. *Sci. Total Environ.* 429, 2–35, (2012)
- [23]Sigrist, M.; Albertengo, A.; Brusa, L.; Beldomenico, H.; Tudino, M. “Distribution of inorganic arsenic species in groundwater from central-west part of Santa Fe province, Argentina”. *Appl. Geochem.* 39, 43–48, (2013).
- [24]Ward, N.I., Lord, G., Farnfield, H., O’Reilly, J., Watts, M.J., Marcilla, A.L. (2014) “Arsenic speciation analysis of water in Argentina”. *One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014)*. Litter, Nicolli, Meichtry, Quici, Bundschuh, Bhattacharya & Naidu (Eds). Taylor & Francis Group, London. (2013).
- [25]Reilly, J., Watts, M., Shaw, R., Marcilla, A., Ward, N. “Arsenic contamination of natural waters in San Juan and La Pampa, Argentina”. *Environ. Geochem. Health.* 32, 491–515. (2010).
- [26]Smedley, P., Nicolli, H., MacDonald, D., Barros, A., Tullio, J., 2002. “Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwater from La Pampa, Argentina”. *Appl. Geochem.* 17, 259–284, (2013)

## ANÁLISIS DE POTABILIDAD DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PLATA Y ALREDEDORES

Rozadilla, G.; Solimano, F.; Correa, L.; Rivero Berti, I.; Cano, L.A.

Facultad de Ciencias Exactas  
UNLP  
Calle 47 y 115  
tallerdeaguas@gmail.com

**Resumen.** *En este trabajo se presenta el relevamiento de la calidad de agua subterránea de consumo humano en zonas del Gran La Plata y alrededores que no cuentan con acceso al servicio de agua potable. Se realizó el análisis de laboratorio de muestras de agua y se verificó el cumplimiento de las normas vigentes a nivel provincial y nacional, Ley 11.820 y Código Alimentario Nacional 2003 respectivamente. Estas normas refieren a las características que debe reunir el agua para ser considerada potable y apta para el consumo domiciliario. A cada muestra se le realizó el análisis Físicoquímico: Determinación de in situ de color, olor, turbiedad y pH; Investigación cuantitativa de Nitritos, Nitratos y Fluoruro; Determinación en el laboratorio de Sulfatos, Alcalinidad, Dureza y Cloruros y el análisis Microbiológico: Recuento de bacterias heterótrofas totales; Recuento de coliformes totales, determinación de E. Coli y Pseudomona aeruginosa; Investigación de Shigella. Los resultados históricos del proyecto nos revelan que de las muestras analizadas, alrededor de un 60 % no son aptas para consumo humano desde un punto de vista microbiológico, principalmente por la presencia de Bacterias Coliformes y Pseudomona Aeruginosa; Mientras un 20% presentan contaminación físicoquímica, la cual corresponde a elevados niveles de Nitratos.*

**Palabras clave:** Aguas subterráneas, Potabilidad, La Plata.

### 1. INTRODUCCIÓN

De la totalidad de agua en el mundo, el 97 % es salada, y el 3 % es dulce. Del total de agua dulce, el 69 % corresponde a hielos y glaciares, el 30 % a aguas subterráneas, y el 1 % a agua de fácil acceso. Del agua dulce superficial líquida que se encuentra en el planeta el 87 % se halla en los lagos, el 11 % en pantanos y solo el 2 % en ríos [1].

El agua superficial está más expuesta a la contaminación y generalmente es mucho más cara, por el tratamiento que necesita para su potabilización, que la subterránea. Por ello, en la mayoría de los países desarrollados, que se caracterizan por optimizar los usos de los recursos naturales, el empleo de agua subterránea para consumo humano, supera apreciablemente al del agua superficial.

En la Argentina alrededor del 75% del territorio es árido o semiárido; o sea presenta déficit en

el balance hídrico. A esto, se agrega el hecho de que sólo dos regiones tienen abundante agua superficial potabilizable (Mesopotamia y Cordillera Patagónica). Por ello el agua subterránea juega un rol importantísimo en la provisión para consumo humano y para riego. A nivel del país, aproximadamente un 20% del abastecimiento para consumo humano es de origen subterráneo [1].

En el área Metropolitana de Buenos Aires, Gran Buenos Aires y Gran La Plata las personas que no están conectadas a la red pública de suministro de agua, obtienen su agua de pozos individuales que carecen virtualmente de monitoreo de calidad o se conectan a una red cercana a través de condiciones precarias muy propensas a contaminación. Nuestra perspectiva está focalizada en este contexto de la multiplicidad de problemas ambientales localizados en las zonas del Gran La Plata y Buenos Aires, a saber: consumo de agua contaminada, falta de acceso a redes cloacales, producción fruti-hortícola y cría de animales en suelos contaminados o bajo condiciones de riesgo ambiental, emanaciones por productos de deshecho industrial y basurales cercanos, imposibilidad de uso de espacio para recreación o tránsito, degradación del terreno en su potencialidad productiva y para usos comunitarios.

Comités de expertos en saneamiento e higiene de la vivienda de la Organización Mundial de la Salud han señalado en múltiples ocasiones la relación entre las grandes epidemias o endemias y la contaminación de los suministros de agua.

La falta de higiene sanitaria y buena calidad de agua potable sigue siendo una amenaza para la salud humana. Las enfermedades transmisibles por el agua generan patologías que demuestran y evidencian el grado de deterioro de una población, siendo los sectores más afectados aquellos que sufren de pobreza, condiciones habitacionales y de higiene sanitaria deficientes, desnutrición y marginalidad.

Las enfermedades relacionadas con el uso de agua contaminada pueden dividirse en aquellas causadas por agentes biológicos (organismos patógenos) y las que son producidas por sustancias químicas.

Los potenciales patógenos presentes en el agua son bacterias, virus, protozoos, helmintos y otros parásitos. La mayoría de los patógenos que se encuentran en el agua contaminada provienen de heces humanas o animales, no se reproducen en el agua y una vez dentro del organismo, inician una infección en el tracto gastrointestinal luego de ser ingeridas.

Los efectos en la salud de las enfermedades transmisibles por el agua varían en severidad desde una leve gastroenteritis hasta casos graves de disentería, hepatitis, cólera, fiebre tifoidea y diarrea severa.

Desde el punto de vista microbiológico, el examen de la calidad sanitaria del agua tiene por objetivo determinar la presencia de ciertos grupos de bacterias, que revelen una contaminación reciente por materia fecal o por materia orgánica [2,3].

En lo que respecta a la contaminación con sustancias químicas, los nitratos se han convertido en una de las causas principales de deterioro del agua subterránea, tanto en los países desarrollados como en los en desarrollo. En definitiva, en la actualidad, la contaminación con  $\text{NO}_3^-$  aparece como la más difundida geográficamente y vinculada a la mayor parte de las actividades humanas.

En los centros urbanos carentes de servicios cloacales los  $\text{NO}_3^-$  derivan de la degradación de

la materia orgánica, mayormente de origen fecal. Los pozos absorbentes, en los que se vierten los desechos fecales, son las fuentes de emisión principales.

En los ámbitos urbanos es frecuente que la contaminación con nitratos no sólo deteriore la calidad del agua freática, sino también la de acuíferos semiconfinados, como sucede en gran parte del Conurbano de Buenos Aires y en La Plata, donde la contaminación es de tipo areal o regional y llega al acuífero inferior (semiconfinado), luego de atravesar el acuitardo que lo separa de la capa freática, por el proceso de filtración vertical descendente [4].

Existen dos tipos de enfermedades cuyo origen tiene relación con el consumo de agua que contiene elevadas concentraciones de nitratos: La Metahemoglobinemia (cianosis infantil) y la Carcinogénesis. En la primera la toxicidad del nitrato proviene de su reducción a nitrito, proceso que puede ocurrir bajo condiciones específicas en el estómago y en la saliva. El ión de nitrito que se forma oxida el hierro en las moléculas de la hemoglobina, transformándolo de ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) en férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ). La metahemoglobina así producida vuelve a la sangre incapaz de fijar de manera reversible el oxígeno, la cual da como resultado una anoxia y aun la muerte, cuando tal situación no se corrige a tiempo.

En la Carcinogénesis los nitritos (e indirectamente los nitratos) pueden reaccionar con aminos y amidas para formar nitrosaminas y nitrosamidas. Se ha comprobado que la mayoría de estos compuestos son carcinogénicos en un gran número de especies animales, y muchos de ellos han sido considerados mutagénicos. Las evidencias epidemiológicas sugieren que la abundante ingestión de nitratos puede contribuir al surgimiento del cáncer gástrico [5-7].

A pesar de que las primeras investigaciones sobre la contaminación de las aguas subterráneas debido a los sistemas de saneamiento básico datan de muchos años atrás, en la última década se ha convertido en un tema olvidado, a pesar de ser muy común el uso de sistemas sanitarios básicos en países en vías de desarrollo. Si bien se han realizado varios trabajos sobre la hidrogeología, no existen estudios de contaminación de las aguas subterráneas en la región [8,9].

En el presente trabajo nos proponemos realizar un relevamiento de la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua subterránea en el Gran La Plata y alrededores a fin de identificar los principales contaminantes según las zonas de estudio y poder encontrar posibles causas de esta contaminación.

## **2. EXPERIMENTAL**

### **2.1. Toma de muestra**

En la Figura 1 pueden apreciarse los puntos de muestreo desde el año 2001 a la fecha en el Gran La Plata y alrededores. Como se ve claramente, se ha abarcado gran parte del cordón sub urbano que rodea a la Ciudad de La Plata, donde los servicios de agua de red y cloacas son deficientes o no existen y donde se aloja la gran parte de la producción Fruti-hortícola de la zona.



**Figura 1.** Puntos de muestreo.

En cada punto de muestreo se identificó el grifo o canilla que se encuentre en el ramal principal proveniente de la perforación subterránea, no debiendo estar conectado en el trayecto con otras cañerías, filtros ablandadores u otros artefactos que alteren el ramal principal. Para su esterilización se calentó bien el grifo o canilla durante 1 (uno) o 2 (dos) minutos o un poco de tiempo más si se considera necesario (dependiendo del lugar y otros factores adversos). Para el calentamiento se utilizó un hisopo con algodón bien embebido en alcohol. Luego de concluido el paso anterior se procedió a abrir el grifo o canilla dejando salir agua durante (1) un minuto de manera tal que el caudal no sea muy grande. Seguidamente se llenó el frasco estéril dejando un espacio de aire y se tapó inmediatamente, asegurando el cierre perfecto. En el llenado es conveniente mantener el frasco en posición de cuarenta y cinco grados ( $45^\circ$ ) para evitar la introducción de partículas externas, más aún cuando se trabaja en el exterior.

Se tomaron un total de 377 muestras de agua, de las cuales 262 pertenecen a pozos subterráneos domiciliarios y 115 pertenecen a conexiones clandestinas a la red de agua potable.

## 2.2. Análisis Físicoquímico

Para todos los análisis se siguió el manual “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 20th edition, 1998 [10]. Entre paréntesis se coloca el número de método correspondiente a la técnica mencionada en dicho manual.

Se determinaron el pH, la conductividad y los sólidos disueltos totales utilizando diferentes sondas de un medidor multiparamétrico marca SPER SCIENTIFIC LTD.



El contenido de nitratos se investigó a través del método espectrométrico ultravioleta selectivo usando celdas de cuarzo (4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>B) y se utilizó la determinación colorimétrica con sulfanilamida para determinar los nitritos (4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-B).

La Dureza, Alcalinidad y Cloruros se determinaron a través de métodos de titulación: la primera a partir de la formación de quelatos con EDTA (2340-C), la alcalinidad con ácido clorhídrico usando indicador Verde de Bromo fenol como punto final (2320-B) y los cloruros a través de la determinación volumétrica por precipitación con Nitrato de Plata (4500-Cl<sup>-</sup> B).

### 2.3. Análisis Microbiológico

Para las determinaciones microbiológicas se utilizó la técnica de Fermentación en Tubos (Número Más Probable). En este método se usaron combinaciones de 3 tubos por dilución (hasta 10<sup>-6</sup>) de cada muestra. El medio empleado para detectar Coliformes Totales (CT) fue el caldo Lauril Triptosa de doble y simple concentración en la etapa presuntiva y caldo Lactosa Bilis Verde Brillante (LBVB) en la etapa confirmatoria, incubando los tubos en la primera etapa 48 h a 35°C y en la segunda 24 h a la misma temperatura. A partir de cada uno de los tubos que resultaron positivos en la prueba presuntiva, se inocularon tubos que contenían caldo EC. Este caldo se utilizó para determinar Coliformes Fecales o Termotolerantes (CF) y los tubos se incubaron 24 h a 44,5 ± 0,2 °C. Se consideraron positivos aquellos tubos que presentaron turbidez y producción de gas. El número más probable (NMP) de CT y CF por 100 ml de muestra, se obtuvo de la tabla correspondiente de acuerdo a la combinación de resultados positivos y negativos en los tubos (9221). La identificación de *Escherichia coli* consiste en hacer aislamientos en Agar EMB a partir de uno de los tubos positivos incubados a 44 °C, se incubó en la placa a una temperatura de 37 °C por 24 hs. y se observaron las características de las colonias presentes.

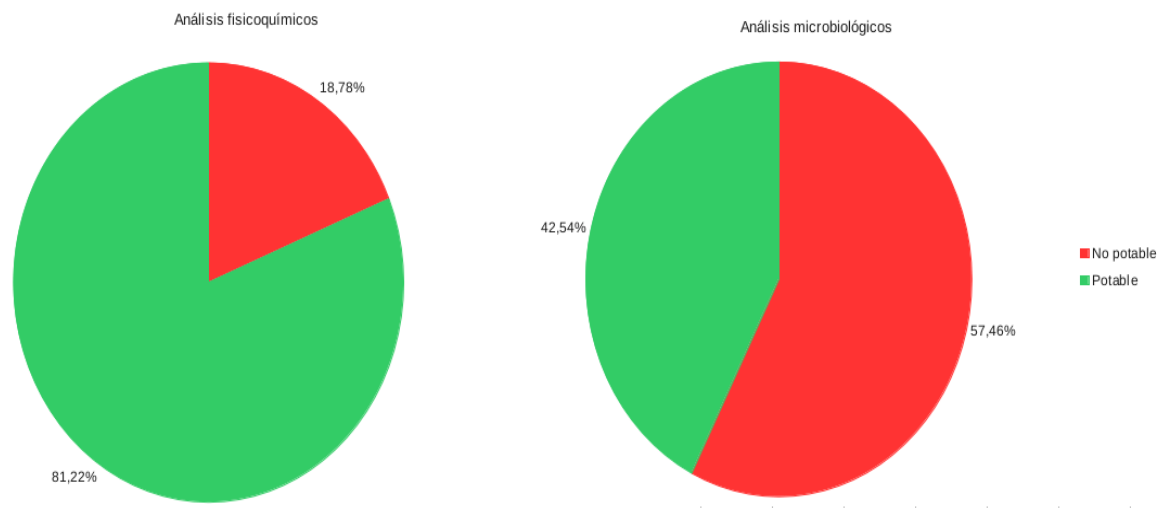
Para la Determinación de *Pseudomona aeruginosa* se sembraron 100 ml de la muestra original en frasco con 10 ml de caldo nutritivo (10X), se incubaron a 37°C por 24 hs y se realizaron las lecturas de la siembra en caldo, siendo positiva aquella que presente turbidez. Posteriormente se aislaron en agar cetrimide, se incubaron a 37°C por 48 hs y se realizaron las lecturas de siembra en agar, siendo positiva la aparición de un pigmento verde azulado y fluorescente al UV, que forman las colonias de *Pseudomona aeruginosa*.

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Resultados generales

En la Figura 2 pueden apreciarse los gráficos con la distribución total de la contaminación separadas por análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el total de muestras analizadas. De un total de 377 muestras de agua, 228 superaron los límites establecidos por el Código Alimentario Argentino en referencia al agua apta para la alimentación y uso doméstico [11], lo que significa que un 60,5 % de las muestras analizadas es no potable. Si disgregamos la contaminación según su origen, microbiológico o fisicoquímico, de las 377

analizadas, 215 resultaron no potables microbiológicamente y 68 presentaron contaminación fisicoquímica.



**Figura 2.** Resultados generales de todas las muestras analizadas.

Como puede verse, la contaminación microbiológica es la principal causa de la falta de potabilidad de aguas en la región de estudio, resaltando que casi un 60% de las muestras analizadas son no potables debido a esta causa. Solo un pequeño porcentaje, alrededor del 3%, de las muestras posee solo contaminación fisicoquímica y existe un 15 % de las muestras que tienen ambos tipos de contaminación.

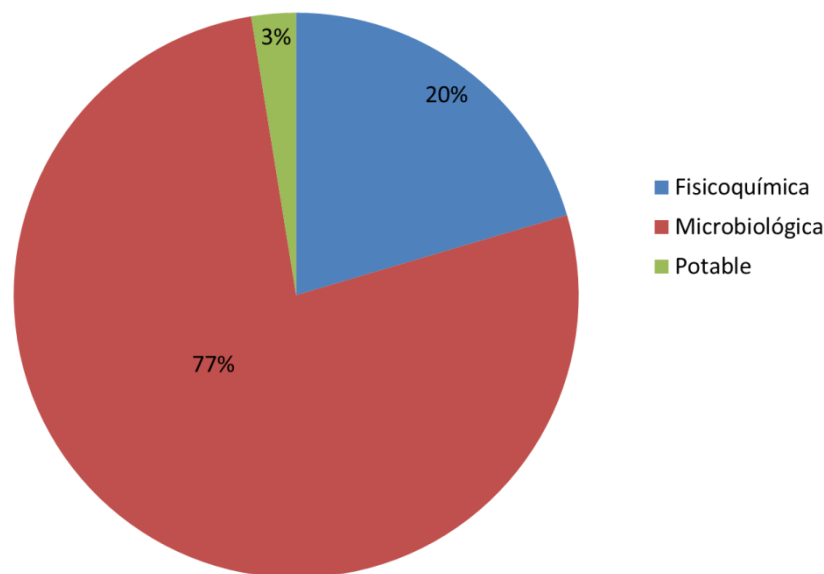
### 3.2. Resultados en muestras de pozos subterráneos

Si solo tenemos en cuenta las muestras tomadas en pozos subterráneos de la región podemos tener un panorama bastante completo de la calidad del agua subterránea. Los porcentajes de muestras potables, con contaminación fisicoquímica y microbiológica están disgregados en la Figura 3.

Como puede verse el porcentaje de muestras potables en pozos subterráneos no alcanza el 3 %, lo cual es un dato alarmante para la región. Si bien, en nuestros estudios hemos analizados pozos con distintas profundidades, pozos antiguos y pozos mas nuevos, encamisados y sin encamisar, la generalidad nos muestra que la gran mayoría están contaminados, aun los que están construidos a las profundidades indicadas para alcanzar las napas de agua potable que en nuestra región se encuentran a partir de los 60 metros aproximadamente.

Las muestras no potables fisicoquímicamente ascienden a un 20,43 % del total de pozos analizados y este tipo de contaminación tiene una única causa y es el elevado contenido de

nitratos que supera las 45 ppm establecidas como límite tolerable para el cuerpo humano [11]. La presencia de los nitratos se favorece cuando los pozos están hechos a baja profundidad, son muy antiguos, tienen un encamisado deficiente y/o se encuentran muy cercanos a un pozo ciego. Además este problema se intensifica en las zonas con producción agrícola debido al uso intenso de agroquímicos y fertilizantes a base de Nitrógeno [4,5].

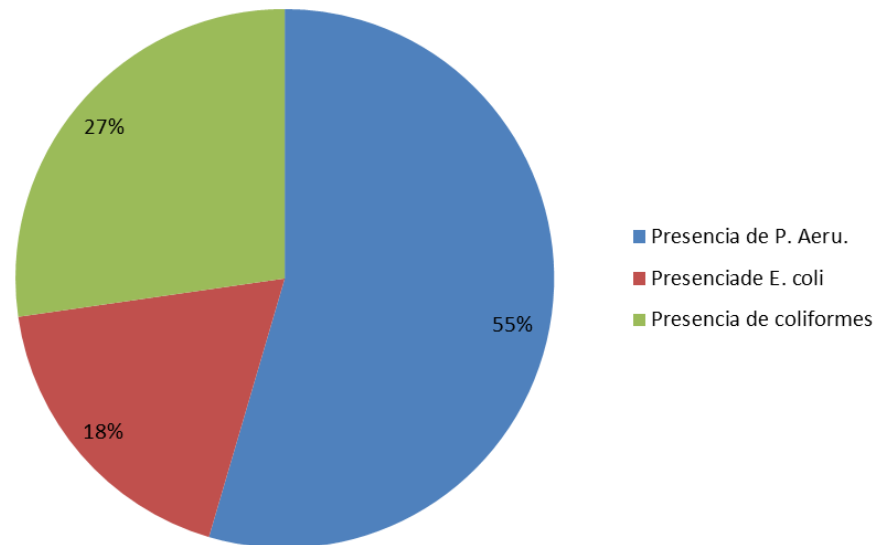


**Figura 3.** Porcentajes de muestras de agua subterránea según su tipo de contaminación.

Como era de esperar a partir de los resultados generales, el principal tipo de contaminación es del tipo Microbiológica y el 77 % de los pozos domiciliarios analizados tiene este tipo de problema y entre las causas podemos encontrar, el estado del pozo como ya se ha mencionado y la falta de limpieza de cañerías, tanques, canillas, etc., que pueden contaminar el agua que del pozo salía en buen estado.

Cuando analizamos que tipos de bacterias fueron detectadas en cada pozo que presentó contaminación microbiológica (Figura 4) se evidencia que la mayor problemática es la presencia de *Pseudomona aeruginosa*, una bacteria flagelada con forma de bastoncillo, que produce pigmentos fluorescentes de colores que pueden variar desde el rojo hasta el negro. Es una bacteria muy extendida, y puede encontrarse en el agua, la tierra, animales o plantas, ya que sus necesidades alimenticias son mínimas, aunque las enfermedades producidas por esta bacteria están asociadas a su preferencia por los medios húmedos. Afecta principalmente a individuos inmunodeprimidos, infectando los pulmones y las vías respiratorias, las vías urinarias, los tejidos, etc. [12]. Además, las Pseudomonas pueden causar neumonías, siendo uno de los microorganismos más frecuentes aislados en muchos

estudios [13].

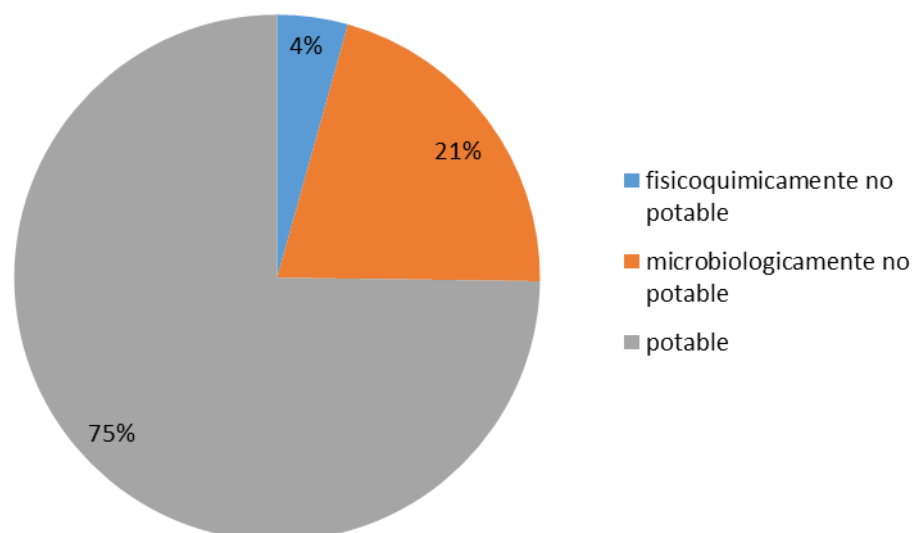


**Figura 4.** Tipos de bacterias encontradas en los pozos domiciliarios.

Las bacterias coliformes que aparecen en un 27 % de las muestras son un grupo de bacterias que sirven como indicativo de contaminación y se dividen en totales y fecales. Las totales se encuentran comúnmente en el medio ambiente, agua, suelo, plantas, y no causa problemas a la salud, las fecales es un subgrupo que se encuentra en gran cantidad en los intestinos y excrementos de humanos y animales, su presencia indica que el agua de pozo está contaminada con excrementos o desechos cloacales y tiene el potencial de causar enfermedades [8,9].

En un 18 % de las muestras analizadas aparece la bacteria *Escherichia coli*, un subgrupo de las coliformes fecales, la cual es habitual en el intestino del ser humano y de otros animales de sangre caliente. Aunque la mayoría de las cepas son inofensivas, algunas pueden causar una grave enfermedad de transmisión alimentaria. La infección por *E. coli* se transmite generalmente por consumo de agua o alimentos contaminados, como productos cárnicos poco cocidos y leche cruda. Los síntomas de la enfermedad incluyen cólicos y diarrea, que puede ser sanguinolenta. También pueden aparecer fiebre y vómitos. La mayoría de los pacientes se recuperan en el término de 10 días, aunque en algunos casos la enfermedad puede causar la muerte [14].

### 3.3. Resultados en muestras con conexión precaria a la red



**Figura 5.** Resultados generales en muestras de conexión precaria a la red.

Cuando no se tiene acceso formal a la red de agua potable, las alternativas para conseguir agua potencialmente segura para consumo humano son varias, entre ellas, la más recurrente es la construcción de un pozo domiciliario, cuyos casos ya fueron analizados en el apartado anterior. Otra forma de acceder al agua es a través de conexiones precarias a la red de agua potable local, algunas veces clandestinas, otras avaladas por autoridades y la empresa de agua potable de la zona. Estas conexiones precarias en los últimos años han crecido a la par de nuevos asentamientos de pobladores en los alrededores de La Plata, donde los servicios básicos no están asegurados.

De las 377 muestras presentadas en este trabajo, 115 pertenecen a conexiones precarias a la red de agua potable de la zona y los resultados generales para esas muestras pueden verse en la Figura 5.

Aquí podemos ver claramente que la mayoría de las muestras son potables tanto del punto de vista microbiológico como fisicoquímico y por tanto son aptas para el consumo humano. Al provenir de la red de agua potable, las posibilidades de contaminación se minimizan, de todos modos, al tratarse de conexiones precarias aparecen potenciales peligros como caños pinchados, uniones deficientes que muchas veces atraviesan zanjas con desechos y efluentes, falta de red de cloacas en la zona, etc.

Todos estos componentes hacen que aparezca un 25 % de muestras que contienen algún tipo de contaminación.

Al igual que ocurría con las muestras de pozos subterráneos, entre las muestras no

potables, predomina la contaminación microbiológica por sobre la fisicoquímica. Solo 5 muestras resultaron no potables por la presencia de nitratos por encima del límite establecido.

Si bien es sabido que el agua de pozo en los alrededores de La Plata contiene altos niveles de nitrato como se mencionó anteriormente, también puede darse su presencia en el agua de la red. Esto se debe a que el servicio provee en muchos barrios el producto de una mezcla de agua subterránea, extraída de una red desde distintas perforaciones de la Ciudad, con el agua del Río de La Plata, esta última sirve para diluir los nitratos que se encuentran en las aguas subterráneas que llega a tener una concentración de hasta 90 mg/l en el Acuífero Puelche.

En la Figura 6 pueden apreciarse los porcentajes de las diferentes bacterias encontradas en las muestras que resultaron no potables desde el punto microbiológico en las muestras tomadas de conexiones precarias.

En este caso la principal causa de este tipo de contaminación es la presencia de bacterias coliformes totales y fecales por sobre la presencia de *Pseudomona aeruginosa* y no se detectó la bacteria *Escherichia coli* en ninguna de las muestras analizadas.

Las bacterias coliformes, sobre todo las fecales, como ya hemos mencionado, aparecen por la presencia de materia fecal cercana a la fuente de provisión de agua potable, lo cual ocurre con frecuencia cuando se trata de conexiones precarias en barrios sin red cloacal, con pozos ciegos domiciliarios desbordados y hasta en algunos casos carentes de ellos.

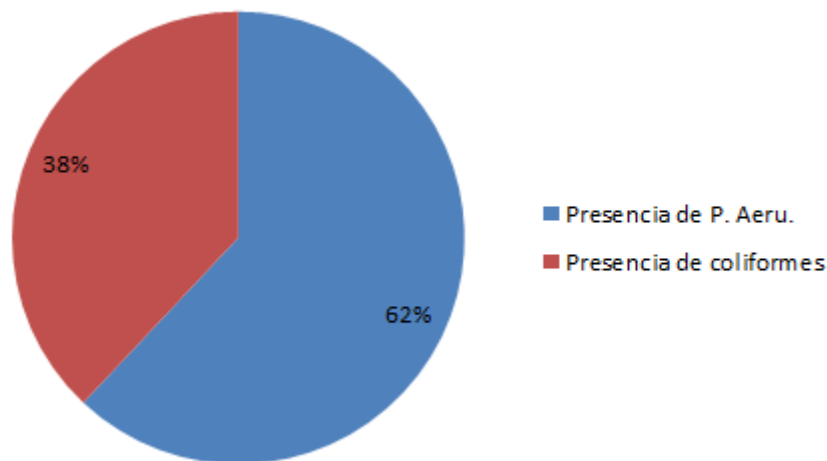


Figura 6. Tipos de bacterias encontradas en las conexiones precarias.

#### 4. CONCLUSIONES

- Se analizaron 377 muestras pertenecientes a pozos domiciliarios y a conexiones precarias del Gran La Plata, de las cuales un 60 % resultó no potable según el Código Alimentario Argentino en referencia al agua apta para la alimentación y uso

doméstico.

- El principal tipo de contaminación encontrado es de origen microbiológico por la presencia de bacterias Coliformes, *Pseudomonas* y *Escherichia coli* y todas las muestras que resultaron no potables desde un punto de vista fisicoquímico son debido a la presencia de elevados niveles de nitratos.
- El número de muestras no potables es mucho mayor en las muestras tomadas en pozos domiciliarios que en las muestras con conexiones precarias a la red de agua potable de la zona.
- La principal causa de contaminación en las muestras de pozos es la presencia de *Pseudomona aeruginosa*, mientras que en las muestras con conexión precaria es la presencia de bacterias Coliformes.
- La calidad del agua para consumo humano en la ciudad de la Plata y alrededores pareciera estar comprometida debido a diversos problemas que se generan en el crecimiento no planificado de la ciudad. Hoy en día se utilizan aguas subterráneas en gran parte de la ciudad, no sólo a través de pozos domiciliarios, sino también para alimentar a la red y la calidad del agua del Puelche está deteriorada debido a fosas sépticas mal construidas, las filtraciones de la antigua red cloacal que posee la ciudad y el vuelco sin tratamiento de los desechos industriales.

## REFERENCIAS

- [1] L. Gelsi, *Trabajo Final de Master en Gestión y Auditorías Ambientales*, Universidad de Leon, España, 1, (2011).
- [2] WHO (World Health Organization), “Water, Sanitation and Health”, *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*, (2003).
- [3] WHO (World Health Organization), “Guidelines for drinking-water quality”, *Geneva*. 1 (7), 105-126, (2008).
- [4] M. Auge, M. Hirata, y F. Lopez Vera, “Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del acuífero Puelches en La Plata – Argentina”. *Informe Científico. Centro de Estudios de América Latina*. 187 pp (2004).
- [5] R.F. Spalding, M.E. Exner, “Occurrence of nitrate in groundwater-a review”, *J. Environ. Qual.*, 22, 392-402 (1993).
- [6] A.J. DeRoos, M.H. Ward, C.F. Lynch, K.P. Cantor, “Nitrate in public water systems and the risk of colon and rectum cancers”, *Epidemiology*, 14, 640-636 (2003).
- [7] M.H. Ward, T. deKok, P. Levallois, J. Brender, G. Gulis, B.T. Nolan, J. VanDerslice, “Drinking water nitrate and health – recent findings and research needs”, *Environ. Health Perspect.*, 115, 1607-1614 (2005).
- [8] J.A. Basualdo, M.A. Cordoba, M.M. De Luca, I.L. Rocia, B.C. Pezzani, C. Vay, E. Ageron, P. Grimont, “Aislamiento y caracterización de coliformes injuriados en la red de distribución de agua de bebida de la ciudad de La Plata, Buenos Aires, Argentina”, *Rev. Argent. Microbiol.* 33, 9–14, (2001).
- [9] M.A. Córdoba, V.F. Del Coco, M.C. Minvielle, “Influencing factors in the occurrence of

injured coliforms in the drinking water distribution system in the city of La Plata, Argentina”, *Journal of Water and Health* 8 (2), 205-211 (2010).

[10] AWWA (American Water Works Association), APHA (American Public Health Association) & WEF (Water Environment Federation), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Ed. Diaz de Santos, 20th Edition, (1998).

[11] Reglamentación del Agua potable Artículo N° 982 - (Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007) del Código Alimentario Argentino (2007).

[12] P.R. Murray, K. Rosenthal, G.S. Kobashi, M.A. Pfaller, *Microbiología Médica*, Harcourt Brace, 4° edición, (1997).

[13] J. Vallés, D. Mariscal, “Neumonía por *Pseudomonas aeruginosa*”, *Enferm Infecc Microbiol Clin* 23(3), 30-36, (2005).

[14] FAO/WHO [Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization], “Microbiological hazards in fresh leafy vegetables and herbs: meeting report”, *Microbiological Risk Assessment*, 14, 151 pp, (2008).



## **CALIDAD DE AGUA DE CONSUMO EN EL GRAN LA PLATA, BUENOS AIRES, ARGENTINA. UNA NUEVA VISION 2011- 2013**

**Bazán, José. M; Alberino, Juan C.; Batistessa, Gastón; Arrieta, Nora; Morinigo, Pedro.; Ocariz, Rocío; Espinoza, Julieta; Jaimes, Ángela Jimena; Volpe, Guido.**

Laboratorio ECAASS (Dto. Ing. Química) Facultad Regional La Plata-  
Universidad Tecnológica Nacional,  
Calle 60 y 124, La Plata.  
ecass@frlp.utn.edu.ar

**Resumen.** *En el año 2009 se publicó en la Revista “Tecnología y Ciencia” de la UTN, año 8 N° 17, el artículo “Calidad del Agua de Consumo en el Gran La Plata, Buenos Aires, Argentina. El Problema de los Nitratos”, en el que se establecía la variación en la calidad del agua de consumo comparando muestras de los años 1997 y 2008 y se hizo hincapié en el aumento de nitratos entre ambos años. Con el propósito de establecer si dicha situación se mantenía, durante los años 2011 y 2013 se realizaron nuevos muestreos. Los resultados se presentan en forma de tabla mencionándose los valores mínimo, máximo, promedio y mediana. Se grafica la concentración de sílice para ambos años, que permite establecer el origen del agua de consumo como proveniente del Rio de La Plata, de agua subterránea y de mezcla de ambas para disminuir el contenido de nitratos de algunos pozos. Se grafican los valores de nitratos, con la distribución de concentraciones. También se encuentran otras interesantes correlaciones. No se ha podido establecer un aumento en la concentración de nitratos en las aguas provenientes del Rio de La Plata, tal como se presumía en el trabajo anterior (2009).*

**Palabras clave:** Agua de Consumo, Sílice, Nitratos.

### **1. INTRODUCCION**

La contaminación con nitratos es una de las causas principales del deterioro de las aguas continentales, especialmente de las subterráneas. Este tipo de contaminación aparece como la más difundida geográficamente y vinculada a la mayor parte de las actividades humanas.

Los nitratos se producen por mineralización de la materia orgánica principalmente y por fijación biológica del nitrógeno atmosférico. Existe una cantidad adicional de nitrato cuando, por acción de las descargas eléctricas, se combinan el nitrógeno y el oxígeno atmosféricos produciendo monóxido de nitrógeno, a partir del cual se forma ácido nítrico, el que pasa al suelo a través de las precipitaciones. La presencia de nitratos en el agua se debe además al uso de fertilizantes que contienen nitratos, sales de amonio o urea, a la descomposición de materia orgánica, a la eliminación de efluentes cloacales en el subsuelo, a ciertas descargas industriales y a la escorrentía del agua pluvial de los basureros a cielo abierto.

Los nitratos son convertidos en nitritos en el organismo por acción de ciertas bacterias, cuando la acidez es relativamente baja, y estos provocan la conversión de la hemoglobina en metahemoglobina, que es incapaz de actuar como portador de oxígeno en la sangre. Normalmente, entre el 1 y el 2% de la hemoglobina del organismo se halla en forma de metahemoglobina, pero cuando la proporción excede el 10% es posible detectar los efectos clínicos de la afección conocida como metahemoglobinemia, que afecta a los lactantes, cuando se prepara el biberón con leche en polvo maternizada y agua que contenga concentraciones altas en nitratos. Por ese motivo se ha establecido como valor límite 50 mg.dm<sup>-3</sup> de nitrato en agua de consumo.

En ciertas condiciones, los nitritos pueden reaccionar en el cuerpo para formar N-nitrosoaminas (denominadas comúnmente como nitrosaminas), algunas de las cuales se consideran que son cancerígenas. Así, por ejemplo, la dimetilamina se combina con el ácido nitroso produciendo la dimetil-N-nitrosoamina. Este proceso ocurre en una solución ácida, en un rango de pH comprendido entre 1 y 5, que corresponde a la acidez normal en el estómago de los seres humanos. En general se considera que un agua con contenido de nitrato de hasta 100 mg.dm<sup>-3</sup> no se considera nociva para el consumo de adultos.

## 2. DESARROLLO

El abastecimiento de agua de bebida a la población la región del Gran La Plata proviene de procesos de potabilización de aguas dulces superficiales y aguas subterráneas. El consumo de agua segura es la base de la buena salud de la población. Si bien el agua provee muchos elementos esenciales para la vida, si está contaminada se pone en riesgo la salud pública.

El 50% del agua que se consume se extrae del Río de La Plata y antes de su distribución es tratada en la planta potabilizadora de Punta Lara “Donato Gerardi”.

El proceso de potabilización comprende las siguientes etapas:

- Captación mediante la torre de toma, constituida por dos muelles paralelos, separados 100 m entre sí y que se adentran hacia el Río de La Plata unos 700 m.
- Conducción del agua hacia la planta por un conducto subterráneo.
- Elevación mediante sistema de bombeo a la cámara de carga.
- Coagulación de las arcillas del agua para formar partículas de mayor tamaño.
- Sedimentación y decantación.
- Filtración para eliminar la turbiedad.
- Cloración para desinfección.

El 50% restante es abastecida con agua subterránea del acuífero Puelche, desde estaciones de bombeo localizadas en distintos puntos de la ciudad, con bajo tenor salino, en general menor a 1 g.dm<sup>-3</sup>, que la hace apta para la mayoría de los usos, siendo la mayor limitación para consumo humano en algunos casos, la concentración de nitratos, especialmente en la zona urbana [1]. El agua subterránea es sometida solo al proceso de cloración, a fin de acondicionarla desde el punto de vista bacteriológico.

Todo sistema de distribución de agua potable debe ser el adecuado para garantizar la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua y evitar la corrosión de los materiales de las tuberías, así como la posible formación de sedimentos.

El análisis de la calidad de las aguas de consumo incluye una serie de determinaciones que están relacionadas fundamentalmente con las características organolépticas (sabor y olor), bacteriológicas y fisicoquímicas.

Con el fin de observar la actual situación y poder comparar las concentraciones de nitrato y otras especies en los años 1998 - 2008, que sugerían un posible aumento de los nitratos en el agua de río, se tomaron nuevas muestras en los años 2011-2013.

### 3. MATERIALES Y METODOS

El siguiente trabajo comprende la evaluación de la calidad del agua potable del Gran La Plata, considerando el aspecto fisicoquímico (excluyendo el bacteriológico). Se tomaron 23 muestras de agua en junio 2011 y en agosto de 2013, tomadas en los mismos puntos que en los años 1997 y 2008 (ver Figura 1).

Los resultados se presentan en forma de tabla mencionándose los valores mínimo, máximo, promedio y mediana y en gráficos de concentraciones de distintos parámetros, a fin de relacionarlos con la procedencia del agua domiciliar de consumo y de correlación de distintas especies.

Para establecer la aptitud del agua se toman como valores de referencia los fijados por la normativa vigente, Ley PBA- N° 11.820 [2].

Se comparan los datos obtenidos en el trabajo anterior, con los correspondientes a los años 2011 y 2013 [3].

Las muestras fueron tomadas de grifo de uso diario en domicilios distribuidos principalmente en el partido de La Plata, y además Berisso y Ensenada y se colectaron en botellas plásticas de 1 dm<sup>3</sup>. En la Tabla 1 se muestra la metodología utilizada para la medición de los parámetros evaluados.

Se procesaron en total 46 muestras y se efectuaron 690 determinaciones fisicoquímicas: pH, conductividad, cloro residual, sólidos disueltos, alcalinidad, cloruros, sulfatos, nitratos, dureza, calcio, magnesio, sodio, potasio, fosfato y sílice. Las muestras se mantuvieron acondicionadas a 6°C (+/- 2°C) hasta su procesamiento. Para la preparación de los reactivos se utilizaron drogas analíticas de calidad PA y con trazabilidad comprobada.

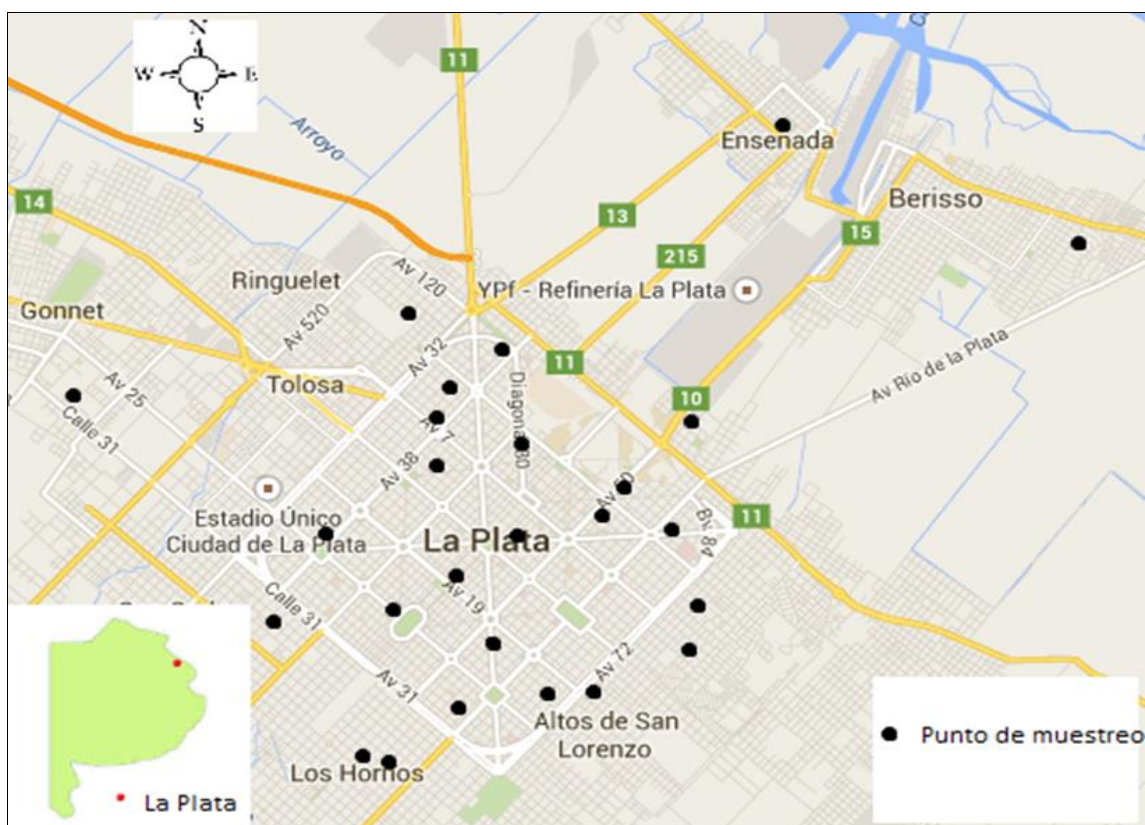


Figura 1- Puntos de muestreo

Parámetro	Método utilizado [4]	Límites Ley 11.820 <sup>2</sup>	2011				2013			
			Min.	Max.	Prom.	Med.	Min.	Max.	Prom.	Med.
pH (UpH)	Med-Orion 5 Star	6,5- 8,5	6,6	7,8	7,1	7,0	6,8	7,8	7,3	7,3
Conduc. (uS/cm)	Med-Orion 5 Star	No indica	390	2030	1019	964	546	1168	812	781
Sól. dis. (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-2540B	1500	238	1238	622	588	344	736	510	492
Alcal. total <sup>1</sup> (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-2320B	No indica	50	500	239	220	32	514	240	154
Cloruros (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500D	250	33	319	137	150	25	284	125	128
Sulfatos (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500E	250	10	174	60	70	11	89	53	56
Nitratos (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500H	50	7	71	25	10	6	86	25	18
Dureza <sup>1</sup>	SM 17Ed-2340C	No indica	73	428	159	144	65	400	161	141
Calcio (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-3500D	No indica	12	128	39	37	11	86	35	32
Magnesio (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-3500E	No indica	7	42	15	12	7	44	17	16
Sodio (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-500NaD	200	47	254	140	140	71	270	160	147
Potasio (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-3500KD	No indica	4	15	8	8	5	11	8	8
Cloro res. (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500Cl	5,0	0,06	1,21	0,40	0,22	0,00	2,00	0,43	0,30
Fosfato (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500PE	No indica	0,01	0,05	0,02	0,01	0,01	0,30	0,04	0,02
Sílice (mg.dm <sup>-3</sup> )	SM 17Ed-4500SiD	No indica	7	75	38	35	16	70	41	33

Tabla 1- Metodología, límites y resultados

#### 4. RESULTADOS

Los resultados generales se presentan en la Tabla 1 como valores mínimo, máximo, promedio y mediana para ambos muestreos.

Las aguas analizadas eran insípidas e inodoras (salvo varias muestras por su contenido en cloro residual, superior a los 0,2- 0,3 mg.dm<sup>-3</sup>), límpidas y sin sedimento.

En general la concentración de los parámetros evaluados no se encuentran por sobre lo normado; solo dos valores de cloruros exceden escasamente lo establecido. Pero no ocurre lo mismo con la concentración de nitratos, ya que varias muestras analizadas se encuentran por sobre los 50 mg.dm<sup>-3</sup>. Al igual que en la investigación de 1998- 2008 se verifica nuevamente que el contenido de nitratos en el agua de consumo depende de la fuente de provisión, determinado por la concentración de sílice. También se mantuvo la correlación sílice- alcalinidad y se investigó la correlación sílice- sodio.

#### 5. DISCUSION

##### 5.1. Identificación de la fuente de provisión de agua

La concentración de sílice en los años 2011- 2013 permite establecer de forma aceptable el origen del agua suministrada, pudiéndose así distinguir entre agua de río con una concentración hasta 25 mg.dm<sup>-3</sup>; agua subterránea con concentración de sílice mayor de 60 mg.dm<sup>-3</sup> y los valores de mezcla de agua de 25 a 60 mg.dm<sup>-3</sup>.

Las Figuras 2a, 2b y 2c, presentan las concentraciones encontradas en ambos muestreos y separadas por origen, según lo mencionado anteriormente. Esta situación coincide con los datos obtenidos de los años 1997- 2008 mencionado en nuestra investigación (ver Figura 3).

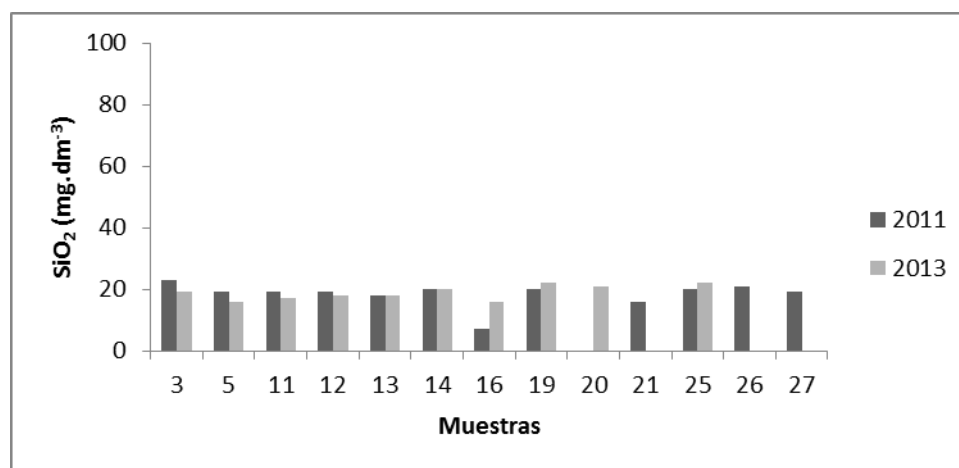


Figura 2a- Concentración de sílice en agua de río

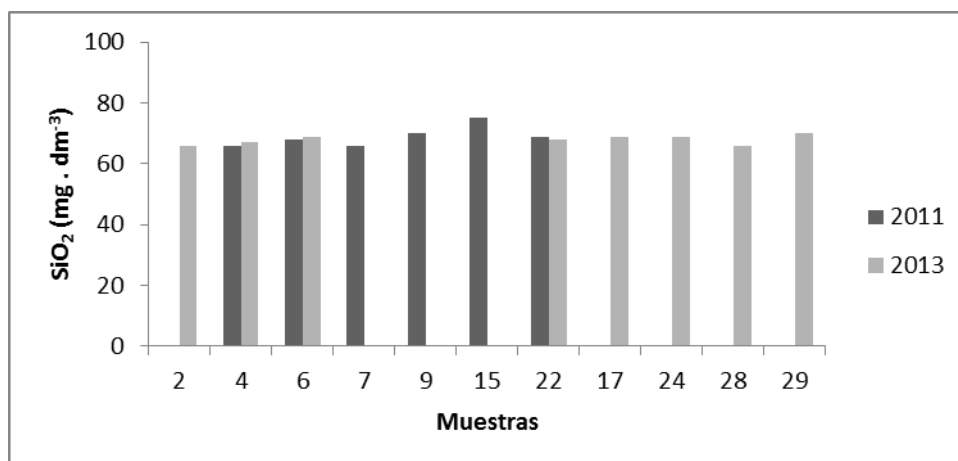


Figura 2b- Concentración de sílice en agua subterránea

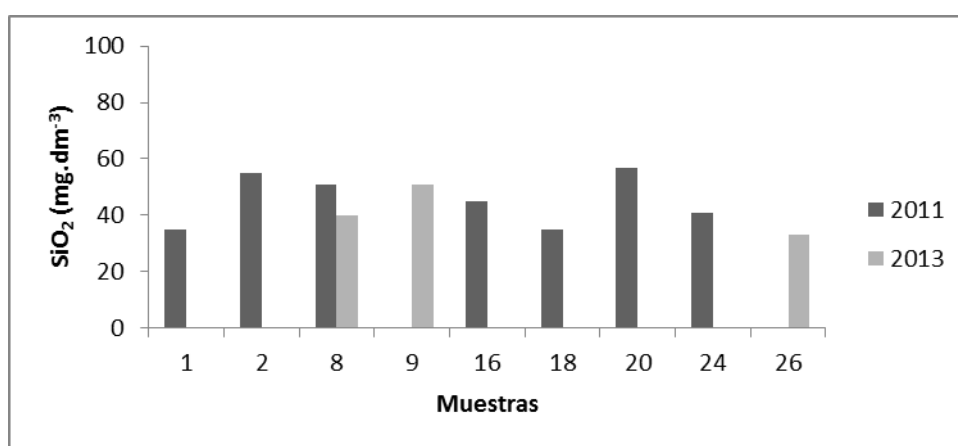


Figura 2c- Concentración de sílice en agua mezcla

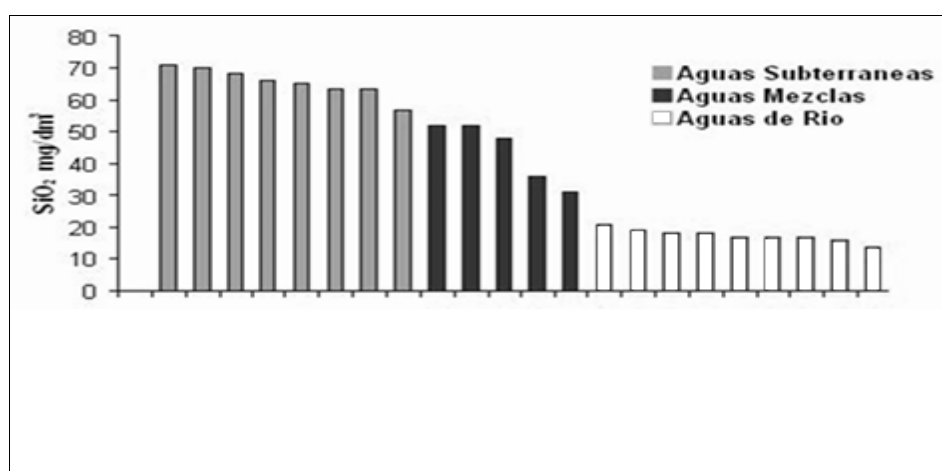


Figura 3- Concentración de SiO<sub>2</sub> según la fuente- 1997/2008 (Datos no publicados en [3])

### 5.2. Concentración de nitratos de acuerdo a la fuente

Al clasificar las muestras de agua de acuerdo a su origen (ver 5.1.) y graficar las concentraciones de nitratos para cada tipo de fuente se obtienen los Figuras 4a, 4b y 4c, donde se aprecia la variación de concentraciones. En el caso de agua de río las concentraciones permanecen en general, cercanas a los  $10 \text{ mg.dm}^{-3}$ , salvo dos muestras que sobrepasan estos valores ( $18$  y  $33 \text{ mg.dm}^{-3}$ ). En aguas subterráneas el nitrato sobrepasa en cinco muestras el valor límite de aptitud para el consumo de  $50 \text{ mg.dm}^{-3}$  y con tres valores excepcionalmente bajos, menores de  $20 \text{ mg.dm}^{-3}$ . Para las aguas de mezclas ninguna de las muestras sobrepasa el valor límite de aptitud y hay un solo valor extremadamente bajo ( $8 \text{ mg.dm}^{-3}$ ).

Cabe mencionar que la institución que suministra el agua de consumo en el Gran La Plata lleva a cabo como práctica de manejo del recurso, a fin de disminuir la concentración de nitratos de algunos pozos en explotación, la mezcla con agua del Río de La Plata con baja concentración de nitratos, a los efectos de cumplir con lo establecido en la Ley.

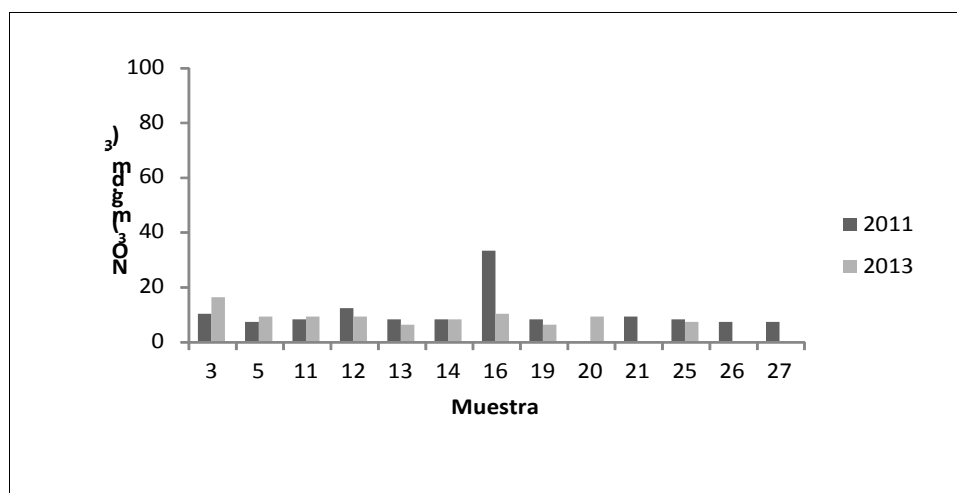


Figura 4a- Concentración de nitratos en agua de río

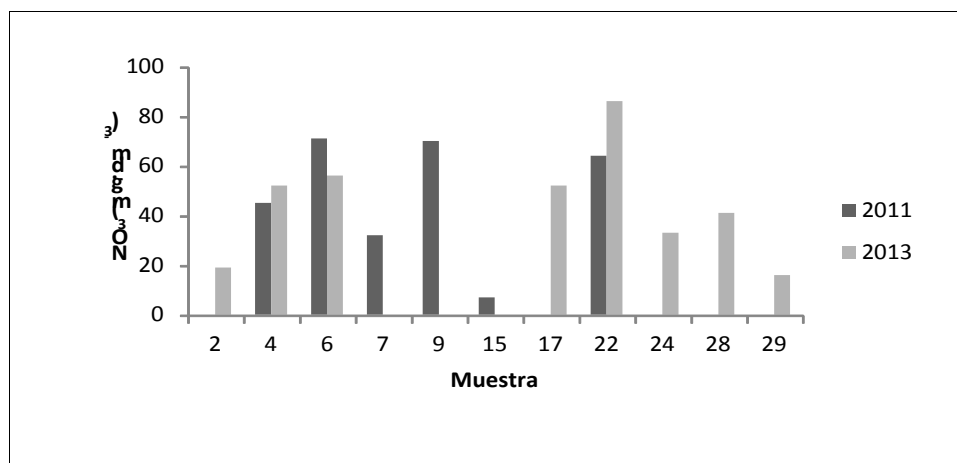


Figura 4b- Concentración de nitratos en agua subterránea

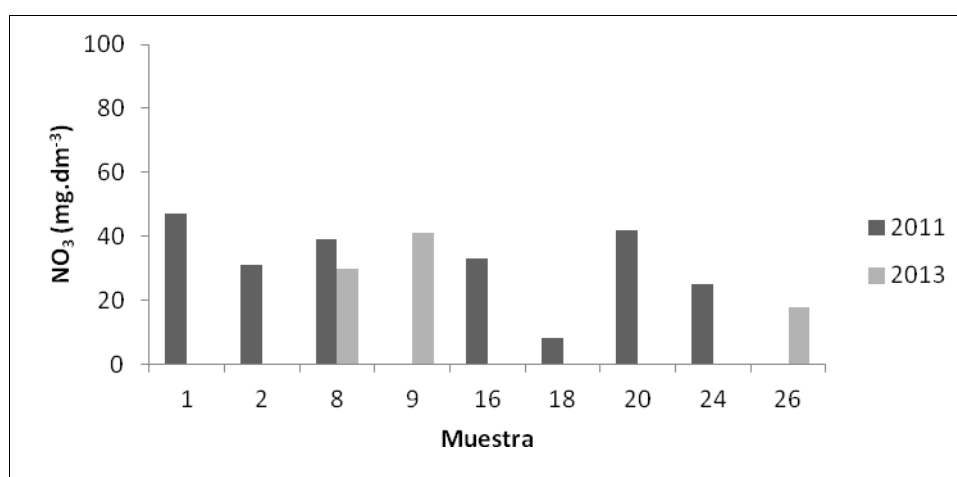


Figura 4c- Concentración de nitratos en agua mezcla

### 5.3. Correlación sílice- alcalinidad

En nuestra investigación en los años 1997 y 2008 [3] se mencionó la notable correlación entre la concentración de sílice y la alcalinidad total con valores de  $R^2$  de 0,989, año 1997 y 0,842 año 2008. Para los años 2011 y 2013 se hallaron valores de  $R^2$  0,963 y 0,956 respectivamente, lo cual confirma lo anterior. Esta situación se observa en las Figuras 5a y 5b.

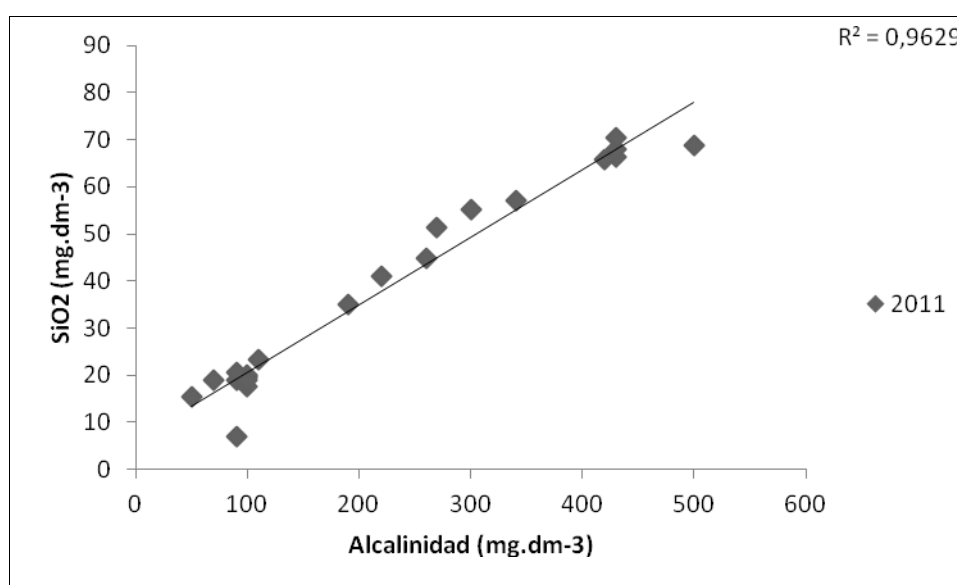


Figura 5a- Correlación SiO<sub>2</sub> vs. Alcalinidad- Año 2011



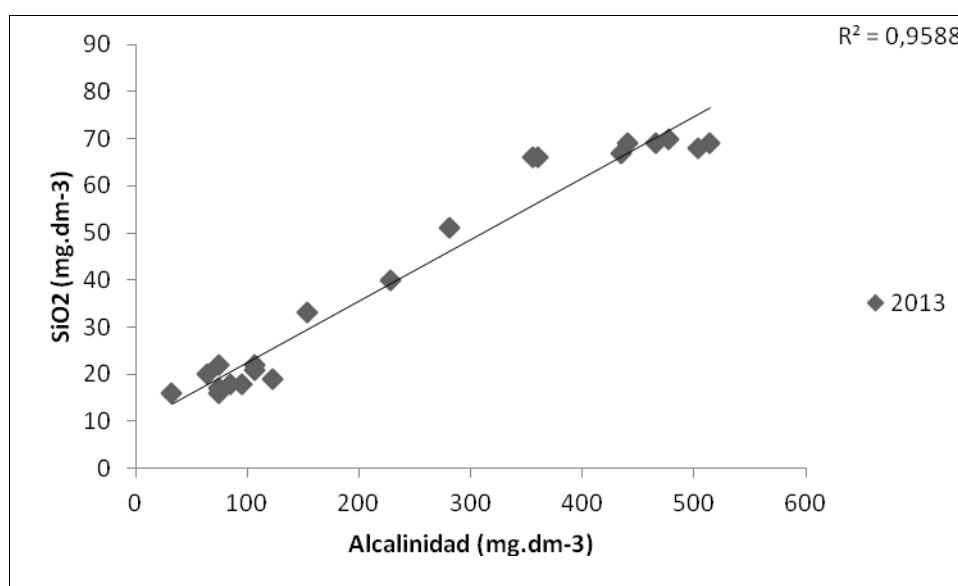


Figura 5b- Correlación SiO<sub>2</sub> vs. Alcalinidad- Año 2013

#### 5.4. Correlación sílice- sodio

Tratando de vincular la posibilidad de que el contenido de sodio esté relacionado con la concentración de sílice en las muestras de agua analizadas, se encontró una mayor dispersión que el caso sílice vs. alcalinidad ( $R^2$ : 0,635 año 2011 y 0,886 año 2013), resultado un tanto más esperable ya que el ion sodio se lo puede asociar también a otros aniones (fundamentalmente cloruros, bicarbonatos y en menor medida sulfatos). (Ver Figura 6a y 6b)

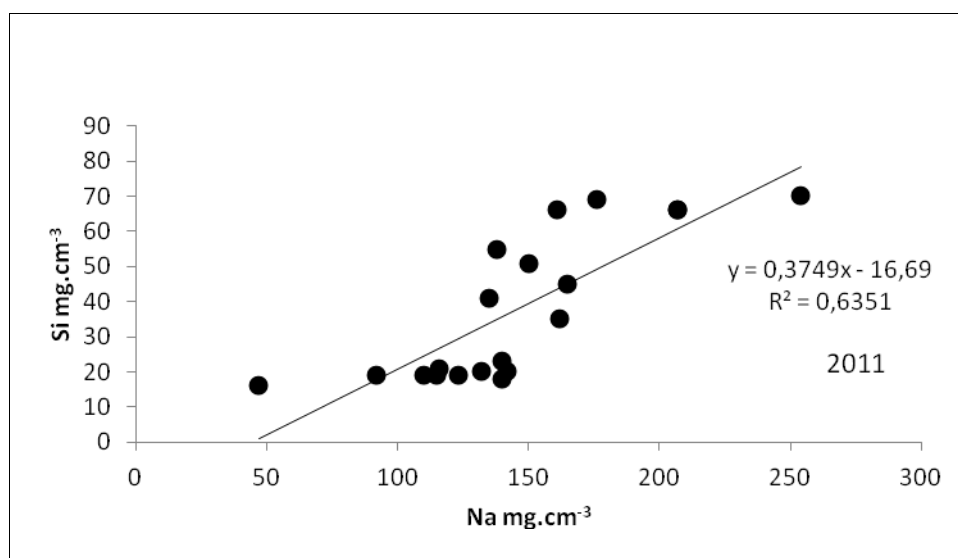
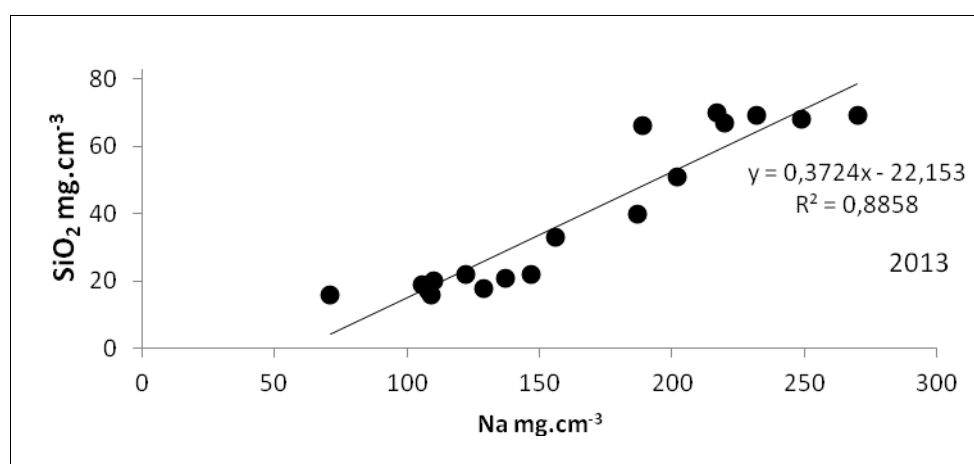


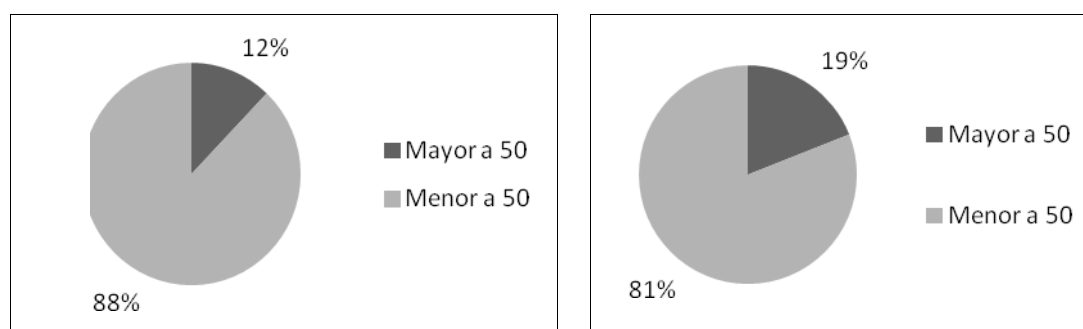
Figura 6a- Correlación SiO<sub>2</sub> vs. Na- Año 2011



**Figura 6b-** Correlación  $\text{SiO}_2$  vs. Na- Año 2013

### 5.5. Distribución porcentual de la concentración de nitratos años 2011 y 2013

En las Figuras 7a y 7b se observa un incremento en la cantidad de muestras en el año 2013 con valores de nitratos superiores a  $50 \text{ mg.dm}^{-3}$  con respecto al año 2011, 19% y 12%, respectivamente. Esta situación contrasta en forma significativa con la correspondiente a las muestras del año 2008 [3] donde la cantidad de muestras con valores superiores al límite fue del 48%. Los análisis efectuados posteriores a la publicación [3], no confirmaron la hipótesis de un incremento en la concentración de nitratos en agua de río destinada al consumo. Se puede inferir que estos resultados fueron provocados por condiciones puntuales no identificadas en su momento, de sustancias generadoras de nitratos. Con la actual investigación la posibilidad de no identificar dichas condiciones fueron controladas mediante la aplicación de programas adecuados de control.



**Figura 7a-** Distribución porcentual de nitratos año 2011/ **Figura 7b-** Distribución porcentual de nitratos año 2013

## 6. CONCLUSIONES

La concentración de sílice de las muestras permite determinar con buena aproximación el

origen del agua suministrada: río, subterránea o mezcla, tal como se estableció en la investigación anterior [3].

De nuevo se comprueba que la concentración de nitratos por sobre el nivel establecido por la normativa vigente, observada en algunos puntos de muestreo, se debe al agua subterránea suministrada y que hace necesaria la mezcla con agua de río de menor concentración de nitratos (efecto de dilución) para obtener valores aceptables. Sin embargo, a pesar de esta práctica de manejo del recurso, en algunos puntos de muestreo se encuentran concentraciones mayores a lo establecido en la norma (ver Figura 4b).

Este trabajo pone de manifiesto que la supuesta tendencia del aumento en la concentración de nitratos en agua de río no se verifica, según lo expuesto anteriormente. Por lo tanto, es el agua de río potabilizada en la actualidad, el recurso fundamental para seguir suministrando agua de buena calidad para el consumo humano.

Además, sería interesante establecer si la correlación de la sílice- origen del agua de consumo, se verifica en otras regiones donde el suministro se realiza también utilizando agua potabilizada de río y agua subterránea.

## REFERENCIAS

- [1] Auge, M.P, Investigación hidrogeológica de La Plata y Alrededores. Tesis Doctoral # 2947. Universidad de Buenos Aires: 1- 165, 58 mapas, 36 tablas, 86 figuras. Ined. Buenos Aires. 1997.
- [2] Provincia de Buenos Aires Ley N° 11.820. Prestación de los Servicios Públicos de provisión de Agua Potable y Desagües Cloacales. 1996.
- [3] José M. Bazán, Juan C. Alberino, et al “Calidad del Agua de Consumo en el Gran La Plata, Buenos Aires, Argentina. El Problema de los Nitratos”, *Revista Tecnología y Ciencia* año 8- N°17, página 7 a 10. 2009.
- [4] APHA- AWWA-WPCF. Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, S.A-Madrid. España. Traducción de la 17 Edition. 1992.



## EVALUACIÓN COMPARATIVA DE EFLUENTES INDUSTRIALES Y URBANOS DEL POLO PETROQUÍMICO Y ÁREA PORTUARIA (BAHÍA BLANCA)

Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Medus, Silvina<sup>1</sup>; Bohn, Angela<sup>1</sup>

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: ocifuentes@speedy.com.ar, daniela\_escudero@yahoo.es,  
silvina\_medus@yahoo.com.ar; web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *El objetivo del trabajo es procesar estadísticamente los registros de caudales y resultados de análisis de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca (período 2001-2012), y establecer las cargas máxicas promedio de los distintos parámetros aportados por cada descarga, a fin de realizar una evaluación comparativa. Para ello, se verifican los resultados de análisis, y se evalúan las mediciones de caudal detectando outliers mediante el software para análisis estadístico InfoStat y aplicaciones de Excel. Para cada una de las descargas se comparan los resultados de análisis con los máximos admisibles de vuelco a cuerpo receptor correspondiente, de acuerdo a la legislación. Se calculan los promedios generales de cada parámetro aplicando la metodología de la EPA (Data Quality Assessment Statistical Methods for Practitioners - QA/G-9S EPA/240/B.06/003) que contempla la evaluación de resultados no detectables. Además, como algunas descargas superaron el máximo admisible de vuelco en los primeros años de monitoreo pero posteriormente adecuaron sus efluentes, se resume el número de desviaciones por parámetro y por descarga para los últimos 5 años evaluados (2008-2012). El trabajo contempla consideraciones finales.*

**Palabras clave:** Efluentes Industriales y Urbanos, Calidad, Agua, Metodología.

### 1. INTRODUCCIÓN

La Ley Provincia de Buenos Aires N° 12.530 crea, en el año 2001, el Comité Técnico Ejecutivo (CTE), integrado por un equipo interdisciplinario de profesionales que depende de la Municipalidad de Bahía Blanca y lleva adelante un Programa Integral de Monitoreo (PIM) para el Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca [1]. Dicho Programa incluye a través del Sub Programa Efluentes Líquidos, el monitoreo de descargas que vuelcan directa o indirectamente en el estuario bahiense.

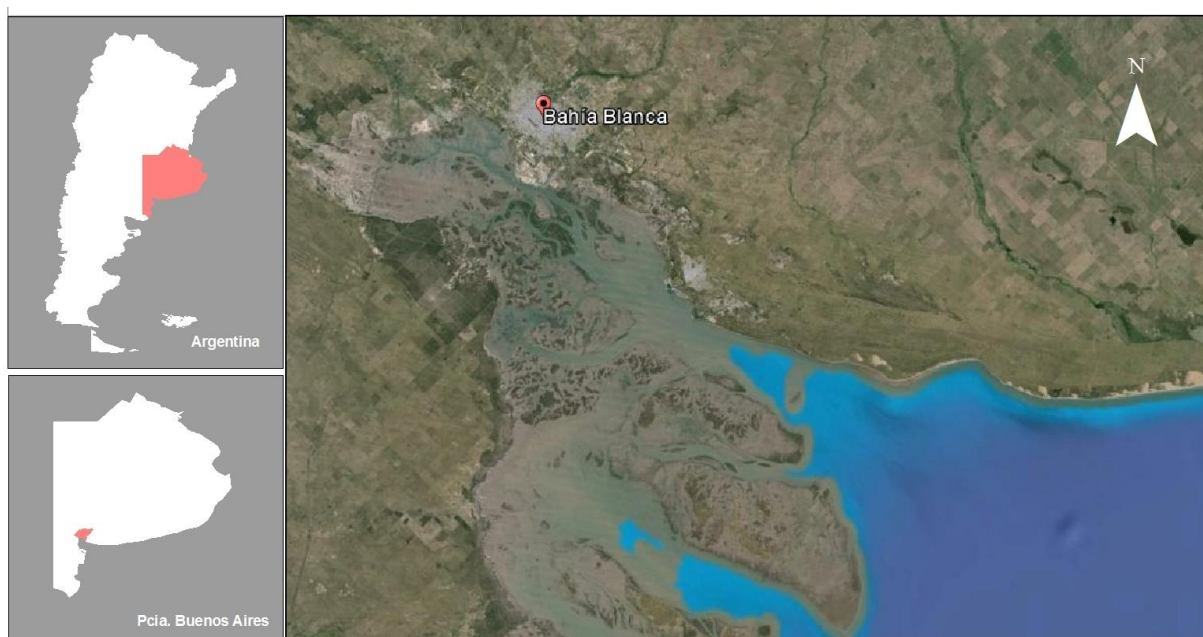
A partir de dicha información se plantea como objetivo, procesar estadísticamente los registros de caudales y resultados de análisis de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca, República Argentina, (período 2001-2012) y establecer las cargas máxicas promedio de los distintos parámetros aportados

por cada descarga, a fin de realizar un estudio comparativo entre las mismas.

## 2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA

El Estuario de Bahía Blanca (Figura N°1), de unos 80 km de longitud, siguiendo una dirección NO-SE, incluye una serie de islas, marismas bajas y planicies intermareales separadas por canales de marea, entre los que se distingue el denominado Canal Principal.

Ríos y arroyos que desembocan en su zona interna, le aportan agua dulce, cuyos volúmenes varían con la intensidad de las precipitaciones y determinan cambios locales en la salinidad, característicos del régimen estuarial. De estos afluentes pueden destacarse, el río Sauce Chico, el arroyo Napostá Grande y el Canal Aliviador Maldonado que deriva de este último.



**Figura 1:** Localización del Estuario de Bahía Blanca

Sobre la costa norte y próximos a la cabecera del estuario, se ubican las localidades de General Cerri, Ingeniero White y Bahía Blanca, una Reserva Natural, un balneario municipal, un polo petroquímico, un Parque Industrial en crecimiento y un área portuaria industrial integrada por los Puertos Cuatrerros, Galván e Ingeniero White, éstos dos últimos de importancia nacional por su profundidad, su producción y los volúmenes exportados.

Sobre la misma margen, en la zona más externa y fuera del área de estudio, se encuentran la Base Naval Puerto Belgrano, la ciudad de Punta Alta, Puerto Rosales y la Base de Infantería de Marina Baterías. En este sector también se localiza la Reserva Provincial de Usos Múltiples, constituida por una serie de islas e islotes.

Estas variadas actividades, han originado que el estuario haya recibido históricamente aportes de sustancias exógenas al sistema, provenientes de descargas cloacales, industriales, lixiviados de basurales, agroquímicos y otros provenientes de la actividad portuaria.

Las descargas industriales y urbanas, motivo de este estudio, que vuelcan directa o

indirectamente al estuario son:

- Descarga de la Planta Transportadora Gas del Sur (TGS), indirectamente a través del Arroyo Saladillo de García.
- Descarga puntual de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca Cloacal.
- Descargas puntuales de las empresas: Petrobras, Compañía Mega, Profertil, Central Termoeléctrica Piedrabuena (con las descargas de los vertidos ácidos neutralizados denominada Termo M6 y los oleosos denominada Termo Oleo), Cargill y PBB Polisor - Planta LLDPE Barcaza, con vuelco discontinuo.
- Solvay Indupa (con punto unificado para las plantas Cloro Soda, PVC y VCM) y PBB Polisor (descargas de plantas de craqueo LHC I y LHC II, y descargas de las plantas de polietileno EPE, LDPE y HDPE), todas ellas volcando indirectamente a través del Canal Colector del Polo Petroquímico.
- Descarga puntual de la Planta Depuradora Cuenca Principal de Bahía Blanca, que recibe los efluentes de la empresa Air Liquide Argentina y de industrias de diferentes rubros de producción radicadas en el Parque Industrial, a través de la derivación a partir del año 2010, de los efluentes de la Planta Depuradora de Ingeniero White, que no se encuentra operativa; así como descargas de industrias ubicadas en el ejido urbano de la ciudad.

En la Figura 2 se muestran los puntos de monitoreo de las distintas descargas industriales y urbanas del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca, cuyas coordenadas geográficas se pueden observar en [2].

### 3. METODOLOGÍA

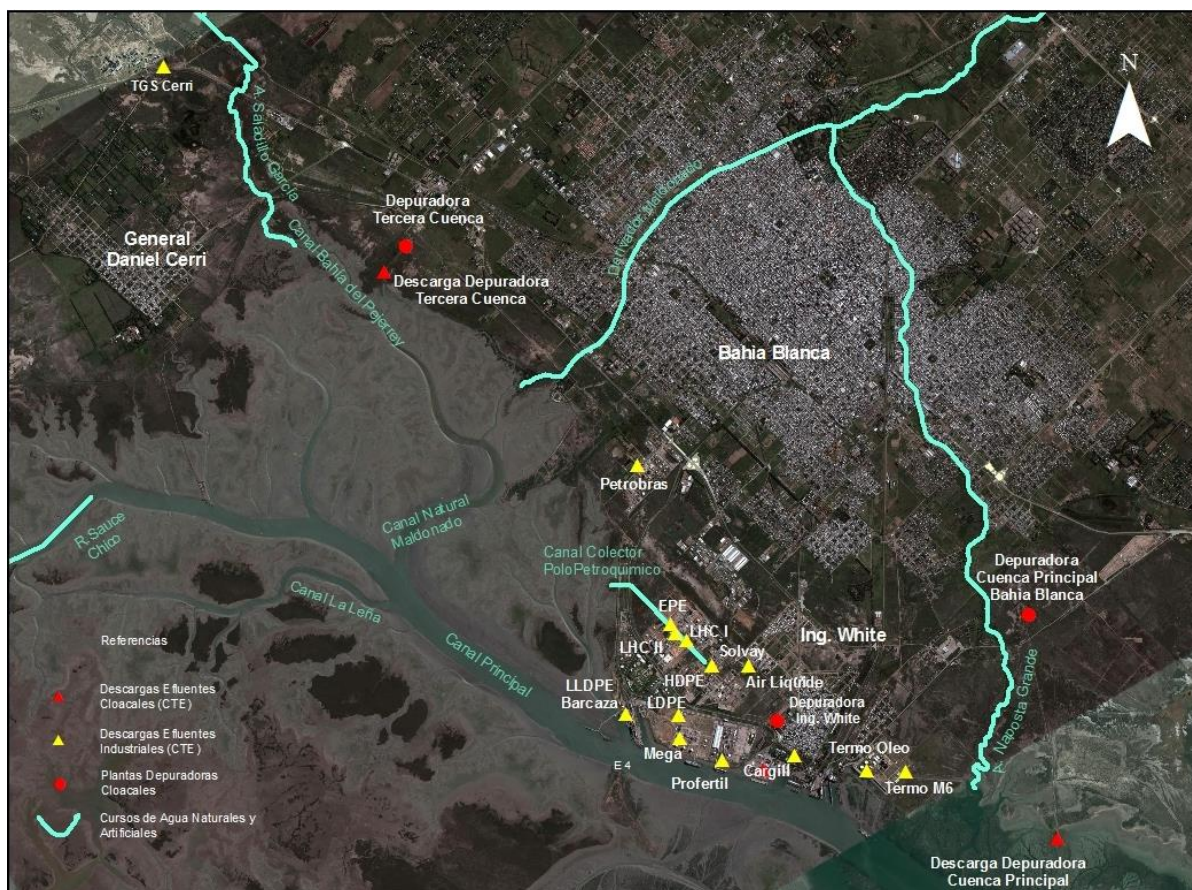
La investigación se aplica a las descargas industriales y urbanas ubicadas en el área de incumbencia de la Ley Provincia de Buenos Aires N°12.530 (Polo Petroquímico y Área Portuaria de la ciudad de Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires, Argentina), para el período 2001-2012.

Inicialmente se implementan en un SIG los puntos de monitoreo de las descargas de las plantas industriales y de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca. Para facilitar su visualización, se le suma una imagen georreferenciada de Google Earth, la que también es utilizada para estimar las coordenadas de los puntos en los que no se contaba con geoposicionamiento con instrumental, que corresponden al punto de monitoreo de la Planta Depuradora Cuenca Principal Bahía Blanca y a la descarga de la Planta Depuradora de la Cuenca Ingeniero White.

Se verifican los resultados de caudales y análisis de los parámetros (pH, Sólidos Sedimentables en 10 min y en 2h, Demanda Bioquímica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno, Sulfuros, Hidrocarburos Totales de Petróleo, Fenoles, Hierro, Cobre, Níquel, Cromo hexavalente, Zinc, Mercurio, Plomo, Cadmio, Nitrógeno Total y Amoniacal) de las descargas de las empresas Petrobras Argentina; Profertil; Compañía Mega; Cargill; PBB Polisor (Plantas: EPE, HDPE, LHC-1, LHC-2, LDPE, LLDPE-Barcaza); TGS; Central Termoeléctrica Piedrabuena (Vertidos ácidos neutralizados-Termo M6 y Vertidos oleosos-



Termo Oleo); Air Liquide Argentina; Solvay Indupa. Por una cuestión de espacio, no se agregan las actividades realizadas por cada una de las industrias mencionadas, pero las mismas pueden consultarse en la bibliografía referenciada en [2], Apartado II, PLANILLA N° II.1 que contiene una breve descripción de las mismas. De manera análoga, se verifican los resultados de los análisis de las descargas de la Planta Depuradora Cloacal Tercera Cuenca y de la Cuenca Principal de Bahía Blanca. Dado que para estas dos últimas no se tienen mediciones de caudal, se los estima.



**Figura 2:** Puntos de monitoreo de las descargas industriales y urbanas del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca

Se realiza la evaluación estadística de caudales de las descargas industriales ( $Q$ ) incluyendo la detección de outliers, teniendo en cuenta que uno de los problemas fundamentales al analizar estadísticamente un conjunto de datos es la aparición de observaciones que parecen ser inconsistentes con el resto del conjunto de esos datos. La presencia de outliers suele originar errores al hacer inferencias acerca de la población de la que se han extraído, ya que pueden falsear fuertemente las estimaciones que se realizan sobre los parámetros poblacionales. La existencia de estos valores atípicos plantea un problema en el análisis de datos, por lo que se buscan medios para detectarlos, rechazándolos en algunas ocasiones, para así restablecer las



propiedades de la muestra. Dada la relevancia que adquieren los registros de caudales en los cálculos de las cargas másicas de los distintos parámetros monitoreados, se realiza una evaluación para determinar aquellos registros que se presentan como inconsistentes y posteriormente se valoran cuáles realmente merecen descartarse. La aproximación analítica a estos valores comprende dos aspectos: su identificación y su tratamiento. La identificación de un outlier implica obtener una medida estadística de su distancia del resto de las observaciones. Una vez identificados, y bajo la premisa que el método no indica si los valores pertenecen o no al conjunto de los datos, el tratamiento de los valores atípicos depende de la postura que se tenga respecto de los mismos. El procesamiento se efectúa a partir de dos herramientas: el software para análisis estadístico InfoStat y aplicaciones de Excel, cargando en el programa las ecuaciones propias para el cálculo de outliers. Para esta última, se establece una región crítica en función de los Cuartiles 1 y 3, que determinan el conjunto de valores correspondientes al 25% y 75% de los datos, respectivamente. La región define los límites que delimitan los valores críticos, el límite inferior y superior se calculan mediante las expresiones:

$$\begin{aligned}Lim_{inf} &= Q_1 - 1.5 (Q_3 - Q_1) \\Lim_{sup} &= Q_3 - 1.5 (Q_3 - Q_1)\end{aligned}\tag{1}$$

Donde  $Q_1$  es el Cuartil 1,  $Q_3$  el Cuartil 3 y  $(Q_3 - Q_1)$  el rango intercuartílico. Se consideran estadísticamente outliers, aquellos valores menores al límite inferior y aquellos mayores al límite superior. Los resultados se comparan con los correspondientes al software estadístico InfoStat. Se calculan además, la media aritmética, el desvío estándar, la mediana (coincidente con el Cuartil  $Q_2$ ) y el coeficiente de variabilidad. Éste último es el cociente entre el desvío estándar y la media aritmética, y representa el número de veces que la desviación típica contiene a la media aritmética, por lo tanto, cuanto mayor es el coeficiente, mayor es la dispersión y menor la representatividad de la media. Estas determinaciones se realizan considerando la totalidad de los registros de cada descarga, así como con los registros depurados, luego de descartar los outliers. Este procesamiento sólo se realiza para las descargas industriales, pues los caudales de las descargas urbanas, son estimados.

Se efectúa la evaluación y procesamiento estadístico de los resultados de análisis de las descargas industriales y cloacales, así como el cálculo de las correspondientes cargas másicas. Inicialmente, para cada una de las descargas analizadas se obtienen los promedios generales de cada parámetro. Dado que algunos de ellos poseían resultados menores al Límite de Detección ( $< LD$ ), se aplica la metodología de la EPA [3], que se transcribe a continuación: "Los datos generados a partir de mediciones de concentraciones ambientales pueden caer por debajo del límite de detección (LD) del instrumento usado. Estas mediciones son los llamados valores no detectables.

Existe una gran variedad de caminos para evaluar estos datos, los cuales se presentan en Tabla N°1.

No detectables (%)	Método Estadístico
< 15	Método de Substitución
15-50	Método Aitchison
>50-90	Test de Proporciones

**Tabla 1:** Método estadístico en función del porcentaje de no detectables

Todos los procedimientos para el análisis de los datos con valores no detectables dependen de la cantidad de valores por debajo del límite de detección (LD).

Método de Substitución (menos del 15 % de no detectables)

Si una pequeña proporción de las observaciones son no detectables (<15 %), estos valores pueden ser reemplazados por un valor pequeño, generalmente el límite de detección LD, o LD/2. Se procede luego con la evaluación estadística.

Método Aitchison (15 % - 50 % de no detectables):

El Método de Aitchison es usado para ajustar el promedio y la varianza de los valores por encima del límite de detección.

Dados los valores  $x_1, x_2, \dots, x_m, \dots, x_n$  donde los primeros  $m$  valores están por encima del límite de detección (LD) y los  $(n-m)$  son los datos por debajo del LD. El método consiste en:

1. Cálculo del promedio  $\bar{x}$ .
2. Cálculo del promedio ajustado mediante la siguiente fórmula:

$$\bar{x} = \frac{m}{n} \bar{X} \quad (2)$$

dónde:  $m$ : número de datos por encima del LD,  $n$ : número de datos totales,  $\bar{X}$ : promedio de los datos por encima del LD,  $\bar{x}$ : promedio ajustado.

Test de Proporciones (Mayor de 50 % de no detectables y hasta 90%):

Si más del 50 % de los valores están por debajo del LD para la evaluación de los datos se usa el Test de Proporciones.

Dado el promedio como parámetro de interés, se considera el percentil mayor al porcentaje de no detectables como la función estadística evaluada.

Mayor del 90% de no detectables:

Si se encuentran muy pocos valores cuantificados, un método basado en la distribución de Poisson puede ser utilizado como un enfoque alternativo. Sin embargo, con una gran proporción de datos no detectables, el analista de datos debe consultar con un estadístico antes de proceder a su análisis."

Para el presente trabajo, en cada caso, cuando el porcentaje de no detectables arroja un resultado menor al 15 %, se opta por reemplazar los valores "< LD" por el valor numérico de este límite para, con ese conjunto de datos, calcular el promedio general (media aritmética) y el promedio ponderado. Este último se calcula con la sumatoria de las concentraciones de cada uno de los parámetros enunciados precedentemente por el caudal aforado para esa concentración, dividido por la sumatoria de los caudales aforados en los monitoreos en los que se analiza el parámetro. Los caudales que se informan como outliers son eliminados del conjunto de datos por ser estos valores estadísticamente anómalos.

Cuando el porcentaje de no detectables se encuentra entre 15 % - 50 %, se ajusta la media aritmética. Esta media ajustada disminuye el resultado del promedio general según la proporción de valores detectables sobre las mediciones totales realizadas al parámetro analizado.

Cuando el porcentaje de no detectables está entre el 50 % - 90%, se obtiene el valor que ocupa el lugar del percentil múltiplo de 5 inmediato superior al porcentaje de no detectables. Este resultado no es un promedio, sino que constituye un valor que se considera estadísticamente representativo. El percentil se calcula dividiendo el conjunto de datos en 100 partes iguales; al considerar un percentil superior al porcentaje de no detectables (x%), se obtiene un valor límite que divide las observaciones en dos partes, el percentil PX% es el valor que deja por debajo un x% de los resultados y por encima, un 1-x% de los mismos.

Por último, cuando la proporción de datos no detectables es mayor al 90 %, como las muestras no se ajustan a ninguna ley de distribución estadística normal, no se calcula el promedio general y sólo se deja expresado que la mayoría de los resultados son menores al límite de detección (< LD), aclarando que en todas las oportunidades los límites de detección del laboratorio estuvieron siempre por debajo del máximo admisible de vuelco de la legislación vigente para cada descarga.

Posteriormente se calculan las cargas máxicas de los distintos parámetros aportados por cada descarga, de acuerdo al valor correspondiente según el método de la EPA. Para el caudal, en todos los casos, se utiliza la media aritmética, eliminando previamente aquellos valores informados como outliers. La carga máxica se expresa en kg/día y kg/año.

A la descarga LLDPE-Barcaza, de vuelco discontinuo, no se le realiza esta evaluación estadística porque, por dicho motivo, en el período de estudio sólo se contó con un monitoreo. Se comparan todas las descargas por parámetro. Para cada una de ellas se tienen en cuenta:

- máximo admisible de acuerdo a la legislación vigente,
- período de monitoreo,
- caudal promedio ( $m^3/h$ ) de todos los monitoreos que se realizaron durante el período de muestreo, que es el caudal de cálculo para cargas máxicas,
- promedio general del parámetro, calculado como la media aritmética o aquel que corresponda de manera particular cuando aparecen concentraciones no detectables según los diferentes porcentajes,
- promedio ponderado calculado con las veces en que se monitoreó simultáneamente el parámetro y el caudal, cuando las concentraciones medibles o las no detectables estuvieron por debajo del 15% de las mediciones,
- máximos destacando cuando éstos además superaron los límites admisibles,
- mínimos que se corresponden con el menor límite de detección (<LD) utilizado para el parámetro (este mínimo no se especifica cuando el límite de detección es mayor al menor número medido),
- mínimos medidos,
- número de registros de cada parámetro para el período completo de cada descarga,
- número de veces en que se superó el máximo admisible en el período completo de monitoreo evaluado, según cambios de legislación y/o cambios en el permiso de

- vuelco de cada descarga,
- período en el que se superó el máximo admisible que se indica para cada descarga,
- los años entre los que se sucedieron la primera y la última desviación (resaltando cuando éstas se dieron en el período 2008-2012),
- porcentaje de veces en que se superó el máximo admisible para el período completo,
- carga másica en kg/día y kg/año respecto del promedio correspondiente y del caudal promedio de todos los medidos.

Toda la información se procesa en una serie de Planillas, en las que además se visualiza gráficamente: el número de registros del parámetro monitoreado versus el número de veces que superó el máximo admisible, según el tipo de vuelco asignado para cada descarga y su período completo de monitoreo, los promedios de cada parámetro por descarga (general, ajustado, ponderado o percentiles según corresponda a la metodología empleada) y los valores máximos alcanzados comparados con sus máximos admisibles. La serie completa de estas Planillas puede consultarse en el documento citado en [2]. Dado que algunas descargas superaron el máximo admisible en los primeros años pero posteriormente adecuaron sus efluentes, en la Tabla N° 3, se resume el número de desviaciones por parámetro y por descarga para los últimos 5 años evaluados (2008-2012). Se destacan los parámetros con mayor número de desviaciones; las descargas con más desviaciones, y se muestran aquellas que cumplieron siempre con los límites admisibles en dicho período. Esta información permite inferir para cada descarga, los parámetros que requieren un mayor seguimiento por su número de desviaciones y las descargas más comprometidas.

#### 4. RESULTADOS

En el período 2001-2012, se realizaron 719 mediciones de caudal a las descargas industriales. En los resultados de dichos monitoreos se detectaron, mediante la herramienta Excel, 23 outliers de caudal y 25 aplicando el software InfoStat. En la Tabla N°2 se resumen las variables estadísticas con o sin outliers, se sintetizan los cálculos realizados, indicando por descarga: período de monitoreo, número de mediciones de caudal, número de outliers determinados mediante cálculos por Excel, número de outliers determinados por software InfoStat, fecha del registro considerado outlier, valores de outliers obtenidos por Excel, valores de outliers obtenidos por InfoStat, variables estadísticas de los caudales (promedio general, desvío estándar, mediana y coeficiente de variación) calculadas con y sin los outliers descartados.

Con los datos corregidos de las mediciones de caudales, se procesaron estadísticamente los resultados de los análisis de los efluentes industriales y cloacales por descarga. El detalle completo de estas determinaciones puede consultarse en la publicación [2], dentro del Apartado IV, PLANILLAS N° IV.2 a IV.16.

Con los resultados de los análisis y cargas másicas calculadas, se realizó la comparación de las descargas por parámetro. La Tabla N°3, indica el número de desviaciones detectadas para cada descarga en el período 2008-2012, acotado a los últimos cinco años

de monitoreo, dado que las industrias fueron realizando mejoras en el tratamiento de sus

Descarga	Período de monitoreo	N° de mediciones de caudal	N° Outliers Excel	N° Outliers InfoStat	Fecha	Outliers Excel (m³/h)	Outliers InfoStat (m³/h)	Variables estadísticas con outliers *				Variables estadísticas sin los outliers**			
								Promedio general (m³/h)	Desvío estándar (m³/h)	Mediana (m³/h)	Coefficiente de variación	Promedio general (m³/h)	Desvío estándar (m³/h)	Mediana (m³/h)	Coefficiente de variación
EPE	2002-2012	24	1	4	01/03/2005	-	25	10,8	8,7	8,0	0,8	10,8	8,7	8,0	0,8
					27/09/2006	-	25	10,8	8,7	8,0	0,8	10,8	8,7	8,0	0,8
HDPE	2001-2012	20	1	1	02/11/2006	-	35	43,0	87,1	6,1	2,0	24,8	31,8	5,5	1,3
					11/07/2007	35	35	43,0	87,1	6,1	2,0	24,8	31,8	5,5	1,3
LDPE	2002-2012	8	1	1	26/10/2009	389	144	25,9	48,9	7,5	1,9	9,1	11,5	0,3	1,3
					13/11/2012	144	144	25,9	48,9	7,5	1,9	9,1	11,5	0,3	1,3
LLDPE	2010	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
					07/09/2009	644	644	-	-	-	-	-	-	-	-
LHC-1	2001-2012	58	4	4	10/11/2010	180	180	75,5	101,9	52,0	1,3	54,3	34,2	52,0	0,6
					01/07/2011	350	350	75,5	101,9	52,0	1,3	54,3	34,2	52,0	0,6
LHC-2	2002-2012	47	2	2	09/06/2010	369,5	369,5	33,8	56,9	16,5	1,7	26,5	27,4	14,5	1,0
					11/09/2012	124	124	33,8	56,9	16,5	1,7	26,5	27,4	14,5	1,0
Petrobras	2001-2012	86	2	2	25/10/2001	150	150	31,8	19,5	30,0	0,6	30,4	14,7	30,0	0,5
					09/03/2009	80	80	31,8	19,5	30,0	0,6	30,4	14,7	30,0	0,5
TGS	2001-2012	66	4	3	25/06/2002	20	-	5,9	6,4	3,0	1,1	5,9	6,4	3,0	1,1
					25/04/2008	26	26	5,9	6,4	3,0	1,1	5,9	6,4	3,0	1,1
Cargill	2001-2012	83	3	3	21/10/2009	28	28	34,2	24,3	27,1	0,7	34,2	24,3	27,1	0,7
					06/06/2009	99	99	34,2	24,3	27,1	0,7	34,2	24,3	27,1	0,7
Mega	2001-2012	37	-	-	12/05/2010	99	99	17,8	15,7	19,3	0,9	17,8	15,7	19,3	0,9
					20/09/2010	97	97	17,8	15,7	19,3	0,9	17,8	15,7	19,3	0,9
Profertil	2001-2012	91	1	1	27/06/2011	934	934	320,3	190,0	290,0	0,6	320,3	190,0	290,0	0,6
					09/11/2006	360	360	320,3	190,0	290,0	0,6	320,3	190,0	290,0	0,6
Solvay	2001-2012	120	2	2	03/04/2008	380	380	179,7	67,4	183,5	0,4	179,7	67,4	183,5	0,4
					03/04/2008	380	380	179,7	67,4	183,5	0,4	179,7	67,4	183,5	0,4
Termo M6	2007-2012	26	-	-	-	-	-	56707,7	23737,9	60000,0	0,4	56707,7	23737,9	60000,0	0,4
					21/07/2009	200	200	56707,7	23737,9	60000,0	0,4	56707,7	23737,9	60000,0	0,4
Termo Oleo	2008-2012	8	1	1	12/01/2010	22	22	41,9	64,6	20,0	1,5	19,3	10,2	20,0	0,5
					12/01/2010	22	22	41,9	64,6	20,0	1,5	19,3	10,2	20,0	0,5
Air Liquide	2002-2012	43	1	1	-	-	-	2,8	3,3	2,2	1,2	2,3	1,4	2,1	0,6
					-	-	-	2,8	3,3	2,2	1,2	2,3	1,4	2,1	0,6
Total	-	719	23	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla N°2: Resumen de variables estadísticas con o sin outliers.

REFERENCIAS  
Outlier descartado

OBSERVACIONES:

\* Las variables estadísticas con outliers son calculadas a partir de los datos de las PLANILLAS N°III.2 a III.14 de [2].

\*\* Las variables estadísticas sin outliers descartados son calculadas a partir de los datos de las PLANILLAS N°III.2 a III.14 de [2].

Parámetros	pH	SS10min	SS2hs	DBO	DQO	Sulfuros	HTP	Fenoles	Hierro (Fe)	Cobre (Cu)	Níquel (Ni)	Cromo <sup>+6</sup> (Cr <sup>+6</sup> )	Zinc (Zn)	Mercurio (Hg)	Plomo (Pb)	Cadmio (Cd)	Ntot	Namon	Total desviaciones por descarga	
Descargas																				
EPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	SM	SM	0	0
HDPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	SM	SM	0	0
LDPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	SM	0	0	SM	SM	0	0
LLDPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	0	SM	0	0	SM	SM	0	0
LHC-1	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	SM	0	0	SM	0	0	SM	SM	6	6
LHC-2	0	5	2	2	4	0	0	2	0	0	SM	0	0	SM	0	0	SM	SM	15	15
Petrobras	1	0	1	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	SM	9	9
TGS	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	SM	SM	5	5
Cargill	2	17	21	20	21	1	SM	0	1	SM	0	0	0	SM	0	0	2	0	85	85
Mega	0	0	1	2	0	SM	0	0	0	0	0	0	0	SM	0	0	1	SM	4	4
Profertil	0	0	0	0	0	SM	0	SM	1	0	0	0	0	SM	0	0	0	0	1	1
Solvay	10	26	20	13	7	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	SM	SM	109	109
Termo M6	0	0	0	SM	0	SM	0	SM	0	0	0	SM	0	0	0	0	SM	SM	0	0
Termo Oleo	0	0	0	0	0	SM	0	0	0	0	0	SM	0	SM	0	0	SM	SM	0	0
Air Liquide	1	0	0	0	0	SM	0	SM	0	SM	SM	SM	0	SM	SM	0	SM	SM	1	1
Cloacal 3° Cuenca	0	11	9	38	14	SM	SM	SM	SM	SM	0	SM	0	0	0	0	SM	SM	72	72
Cloacal Cuenca Ppal.	0	26	26	20	24	0	SM	SM	SM	0	0	SM	0	8	0	0	24	SM	128	128
<b>Total desviaciones por parámetro</b>	<b>16</b>	<b>87</b>	<b>81</b>	<b>104</b>	<b>74</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>41</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>27</b>	<b>0</b>	<b>251</b>	<b>251</b>

**REFERENCIAS**

HTP: Hidrocarburos Totales  
 Ntot: Nitrogeno Total  
 Namon: Nitrogeno Amomiacal  
 SM: Sin medición

**Tabla 3:** Número desviaciones de descargas que superaron el máximo admisible en período 2008-2012.

efluentes, de esta manera se muestra la situación más reciente y justa para las industrias. De la Tabla N°3 se desprende que las descargas con mayor número de desviaciones fueron las urbanas y las industriales de Solvay Indupa y Cargill, y que los parámetros con mayor número de desviaciones fueron pH, SS10min, SS2hs, DBO, DQO, Mercurio y Nitrógeno Total (los que se destacan).

A partir del estudio comparativo de las descargas industriales y urbanas para todo el período de monitoreo [2], surge que para la DBO la carga másica de la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (7.814,1 kg/día) es unas 30 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte (264,4 kg/día), y la carga másica de la Tercera Cuenca (876,8 kg/día) unas 3 veces superior. Esto se advierte en Figura N°3.

Análogamente, en la Figura N°4, se observa que en cuanto a la DQO, para todo el período de monitoreo [2], la carga másica de la descarga Cloacal Cuenca Principal (15.965,0 kg/día) es unas 22 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte, (712,2 kg/día) y la Cloacal Tercera Cuenca (2.038,6 kg/día), 3 veces superior.

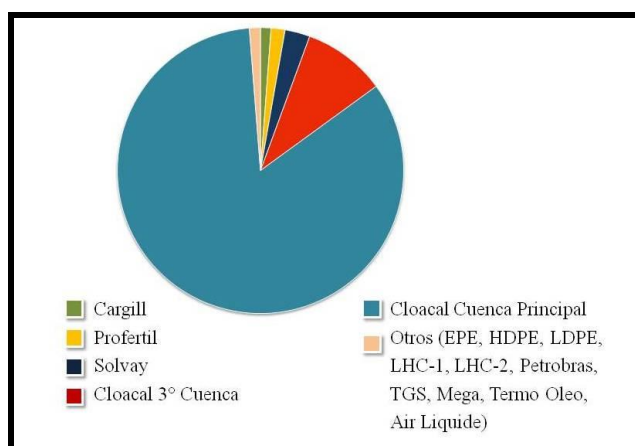


Figura N°3: Comparación de cargas másicas diarias de DBO.

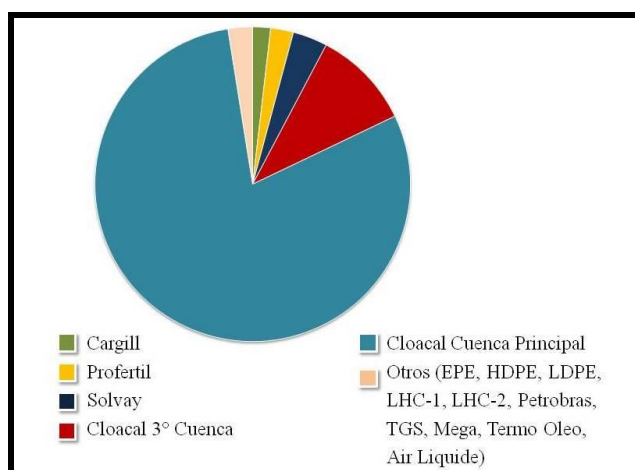


Figura 4: Comparación de cargas másicas diarias de DQO.

De la evaluación comparativa de los efluentes industriales y urbanos del polo petroquímico y área portuaria de Bahía Blanca, para el período completo de monitoreo 2001-2012, surgieron además los siguientes resultados considerados como más representativos respecto a:

#### 4.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO):

- La descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca siempre superó el máximo admisible de vuelco y la Cloacal Tercera Cuenca el 79,2% de las veces.
- Incluso hasta los promedios de ambas descargas urbanas superaron al máximo admisible de vuelco ( $DBO < 50$  mg/L), la Cuenca Principal Bahía Blanca con 186,1 mg/L y Tercera Cuenca con 91,3 mg/L.
- El promedio general de la descarga Cloacal Cuenca Principal de Bahía Blanca superó los promedios ponderados más altos de las descargas industriales.
- Las descargas industriales que tuvieron mayor porcentaje de desviaciones de DBO fueron Cargill (35,8%) y Solvay (33,8%).
- Las descargas que nunca superaron los máximos admisibles fueron: EPE, HDPE, LDPE y LLDPE; Profertil; Termo Oleo y Air Liquide.
- Las descargas industriales cuyos promedios ponderados fueron superiores al máximo admitido son Cargill (134,7 mg/L) y Solvay (61,3 mg/L).
- Las mayores cargas máxicas de DBO de los efluentes industriales corresponden a Solvay (264,4 kg/día), Profertil (147,3 kg/día, por su alto caudal) y Cargill (110,6 kg/día), como se observa en Figura N°3.

#### 4.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO):

- Las descargas urbanas son las que tuvieron mayor porcentaje de desviaciones, la Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca con 96,0 % y la Cloacal Tercera Cuenca con 23,7 %.
- Incluso hasta el promedio de la descarga Cuenca Principal Bahía Blanca (380,1 mg/L) superó el máximo admitido ( $DQO \leq 250$  mg/L), alcanzando una concentración máxima de 674 mg/L.
- Las descargas industriales que tuvieron mayor porcentaje de desviaciones fueron Cargill (24,0 %) y Solvay (16,3 %).
- Las descargas industriales que nunca superaron los límites admisibles de este parámetro fueron: EPE, HDPE, LDPE, LLDPE, Mega, Profertil, Termo M6, Termo Oleo y Air Liquide. A excepción de Mega, todas estas descargas también cumplieron siempre con los límites de DBO.
- La descarga industrial cuyo promedio ponderado fue superior al máximo admitido es Cargill (447,0 mg/L), alcanzando en alguna oportunidad una concentración máxima de 6.560 mg/L.
- Las mayores cargas máxicas de los efluentes industriales corresponden a Solvay (712,2 kg/día), Profertil (468,3 kg/día), Cargill (367,2 kg/día), LHC-1 (158,3 kg/día) y Petrobras (123,4 kg/día). La elevada carga máxica de la descarga de Profertil se debe a sus altos caudales.



#### 4.3. Sulfuros:

- La única descarga que superó el máximo admitido fue Cargill.
- El promedio general más alto corresponde a la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca, que además volcó una carga másica 75 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte.

#### 4.4. Hidrocarburos Totales:

- No se pudo realizar comparaciones por falta de datos estadísticamente representativos en las descargas, por lo que se considera necesario analizar este parámetro al menos en ambas descargas cloacales y en Petrobras, por ser ésta una Refinería de Petróleo.

#### 4.5. Fenoles:

- La única descarga que superó los máximos admitidos fue LHC-2 (2007 - 2009).
- No se realizaron monitoreos de este parámetro a las descargas Profertil, Termo M6, Air Liquide, Cloacal Tercera Cuenca y Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca.

#### 4.6. Hierro:

- La descarga de Cargill tuvo una desviación en el 2009 alcanzando los 6,1 mg/L (máximo admisible para vuelco a curso de agua superficial  $Fe \leq 2$  mg/L), y la de Profertil alcanzó un máximo de 4,6 mg/L (que por su alto caudal presenta la mayor carga másica).
- Ninguna descarga urbana cuenta con monitoreos de Hierro.

#### 4.7. Níquel:

- El número de monitoreos de este parámetro en las distintas descargas no fue representativo estadísticamente.

#### 4.8. Zinc:

- Ninguna descarga superó los máximos admisibles

#### 4.9. Mercurio:

- Las descargas con mayor porcentaje de desviación fueron la Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (29,6%) y Solvay (22,2 %), alcanzando concentraciones máximas de 0,0018 mg/L y 0,0374 mg/L respectivamente.
- La concentración máxima para la descarga de Solvay fue 7,5 veces superior su máximo admisible (Resolución Pcia. Bs. As. N°336/03 -  $Hg \leq 0,005$  mg/L), y el de la descarga Cloacal Cuenca Principal 1,8 veces superior al suyo (Ley Pcia. Bs. As. N°11.820 -  $Hg \leq 0,001$  mg/L).

**4.10. Plomo:**

- Ninguna descarga superó los máximos admisibles.

**4.11. Cadmio:**

- Ninguna descarga superó los máximos admisibles.

**4.12. Aluminio:**

- La única descarga en que se monitoreó Aluminio fue la Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca, detectándose en todas las muestras y registrando 2 desviaciones sobre 27 análisis, en el período de monitoreo 2011-2012.

**4.13. Nitrógeno Total:**

- La descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca superó el 100 % de las veces su máximo admitido, con un promedio general de 38,1 mg/L. Si se considera el límite máximo admitido por la Resolución Provincia de Bs. As. N°336/03, el porcentaje en que éste valor fue superado es de 66,7%.
- La mayor carga másica de Nitrógeno Total fue aportada por la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (1.599,1 kg/día), unas 19 veces superior a la volcada por la mayor carga másica industrial (82,6 kg/día).
- No se ha monitoreado este parámetro en la descarga Cloacal Tercera Cuenca, ni en las descargas industriales de EPE, HDPE, LDPE, LLDPE, LHC-1, LHC-2, Petrobras, Solvay, Termo M6, Termo Oleo y Air Liquide.

**5. CONSIDERACIONES FINALES**

Del procesamiento estadístico de caudales y resultados de análisis de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca, y de su comparación, surgen como consideraciones más destacadas:

- Independientemente del tipo de parámetro, para el período 2008 - 2012, ordenadas en forma decreciente, las descargas con mayor número de desviaciones corresponden a Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca, Solvay, Cargill, Cloacal Tercera Cuenca, LHC-2, Petrobras, LHC-1 y TGS. Siendo las descargas que merecen un mayor seguimiento, las urbanas y las industriales de Solvay y Cargill.
- Independientemente del tipo de descarga, para el período 2008 - 2012, los parámetros con mayor número de desviaciones, ordenados en forma decreciente son DBO, SS10min, SS2hs, DQO, Mercurio, Nitrógeno total y pH.
- Para Mercurio, Solvay registró 33 desviaciones en los últimos cinco años evaluados, y la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca, 8 desviaciones en los dos únicos años monitoreados (2011 - 2012).
- Respecto a la DBO, la carga másica de la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca fue aproximadamente 30 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte, y la carga de la Tercera Cuenca, 3 veces superior.

- En cuanto a la DQO, la carga másica de la descarga Cloacal Cuenca Principal es unas 22 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte, y la Cloacal Tercera Cuenca, 3 veces superior.
- A las descargas de EPE, HDPE, LDPE, LLDPE, LHC-1, LHC-2, Petrobras, Solvay, Termo M6, Termo Oleo y Air Liquide no se les ha monitoreado Nitrógeno total.
- La mayor carga másica de Nitrógeno Total fue aportada por la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca, unas 19 veces superior a la volcada por la mayor carga másica industrial. No se ha monitoreado Nitrógeno Total en la descarga Cloacal Tercera Cuenca.
- Fósforo Total se monitoreó una única vez en sólo una descarga (Cargill, en 2011). El resultado fue casi 7 veces superior al máximo admisible establecido por la legislación vigente. Dado que no se obtuvo una respuesta oficial del motivo por el cual no se continuó dicho monitoreo ni se realizó en otras descargas, se sugirió implementar este análisis en todos los efluentes para verificar y/o desestimar su presencia.
- La descarga LLDPE-Barcaza no se tuvo en cuenta para el análisis estadístico por contar con una única medición de caudal, debido a que su vuelco es discontinuo. Sin embargo se considera indispensables su monitoreo.

Este tipo de evaluación comparativa, mediante cargas másicas y número de desviaciones por descarga y por parámetro, brinda una herramienta de apoyo que permite identificar rápidamente aquellas descargas más comprometidas, a fin de realizarles un seguimiento más estricto y minimizar recursos en cuanto a los parámetros que se deben analizar periódicamente y cuáles lo requieren esporádicamente.

## REFERENCIAS

- [1] Municipalidad de Bahía Blanca (MBB) – Comité Técnico Ejecutivo (CTE), *Programa Integral de Monitoreo (PIM). Polo Petroquímico y Área Portuaria del Distrito de Bahía Blanca*, (2002 – 2012). En: <http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/>
- [2] Cifuentes O. y Escudero D. et al, *Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos en la zona del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca*, Registrado en LibrosAr. ISBN: 978-987-1896-37-0, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Bahía Blanca, (2014). En: <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/doc/Estudio-de-la-dinamica-de-los-efluentes-industriales-y-urbanos-en-la-zona-Polo-Petroquimico-y-Area-Portuaria-B-Blanca.pdf>
- [3] Environmental Protection Agency (EPA), *Guía para análisis de datos con valores no detectables* (en inglés: *Data Quality Assessment Statistical Methods for Practitioners*), QA/G-9S EPA/240/B.06/003, inc. 4.7, pp. 130, (2006). En: <http://www.epa.gov/QUALITY/qs-docs/g9s-final.pdf>



## AVANCES DEL PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL PARA CALIDAD DE AGUA DE RECREACIÓN

**Elorriaga, Marisol<sup>1</sup>; Varanese, Cristina<sup>2</sup>, Romano, Georgina A.<sup>2</sup> Julieta Baldovino<sup>2</sup>**

1: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta  
Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: meloriaga@frd.utn.edu.ar

2: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta  
Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: varanese@frd.utn.edu.ar/ georginaromano88@gmail.com, jbaldoovino@frd.com.ar

**Resumen:** *Teniendo como base el estudio de calidad de agua del río Paraná de Las Palmas en la ciudad de Campana, realizado en proyectos anteriores, y el análisis de la situación legal para aguas de recreación se hizo una presentación a la municipalidad de la ciudad la cual derivó en la firma de un convenio entre la Subsecretaría de Turismo y la Universidad para la elaboración del Plan de Gestión Ambiental para agua de recreación. El Plan de Gestión Ambiental aborda los siguientes objetivos: identificación de lugares de recreación, toma de muestras, análisis bacteriológicos, creación de ordenanza municipal para la clasificación de agua de recreación, monitoreo y control permanente de la calidad bacteriológica, realización de campañas a través de medios de difusión sobre el correcto aprovechamiento de las aguas costeras. Desde el mes de marzo del año 2013 se vienen realizando los análisis de coliformes totales, obteniéndose resultados muy variables y, en muchos casos, superiores a los Niveles de Calidad de Agua, según estándares internacionales, para Recreación Humana con contacto directo, concordando los mismos con las variaciones meteorológicas de la zona de estudio.*

**Palabras claves:** *agua de recreación, coliformes, información, monitoreo*

### 1. INTRODUCCIÓN

En el partido de Campana, provincia de Buenos Aires existen recreos, campings y clubes a orillas del Río Paraná de Las Palmas donde se realizan actividades deportivas con contacto directo (natación, esquí acuático, motos de agua, windsurf) y con contacto indirecto (remo, navegación en veleros) este tipo de actividades es realizado por los habitantes de la ciudad y turistas de las ciudades cercanas.

Se realizan vuelcos de efluentes industriales y cloacales sobre este río en distintos puntos de su recorrido entre el tramo Zárate- Campana generando inseguridad en las personas que desean utilizar las aguas del Río Paraná para recreación debido a que no existe información del grado de contaminación que estas pueden llegar a tener.

Las aguas del Río Paraná no son utilizadas como provisión de agua potable, por lo tanto no se realizan estudios de calidad de agua a nivel municipal. En trabajos de investigación anteriores se determinó la calidad de agua del Río Paraná mediante modelizado de parámetros y a partir de estos se elaboró un Plan de Gestión ambiental.

Con el Plan de Gestión Ambiental se podrá lograr un desarrollo sostenible e implementar un manejo continuo que pueda responder a las condiciones variantes, permitiendo la integración de las diversas necesidades y requerimientos de la zona ribereña y la coordinación de las acciones preventivas o correctivas debido a que la gestión ambiental se refiere al conjunto de decisiones y actividades dirigidas al logro del desarrollo sustentable, a través de un tratamiento ordenado y sistemático del ambiente y del uso racional de los recursos naturales y comunitarios.

Algunas de las funciones de esta gestión son: la fijación de políticas ambientales; la planificación y programación de actividades hacia el mejoramiento ambiental; el establecimiento y cumplimiento de normas relacionadas; la realización de estudios sobre el ambiente y el manejo adecuado de los recursos naturales; la compilación de datos al respecto; la determinación de acciones de conservación, recuperación, aprovechamiento, uso racional, control y vigilancia de los recursos naturales; el establecimiento de mecanismos de participación de la población en estas acciones; el logro de una capacidad de ejecución y del respaldo operativo y financiero correspondientes.

Los consumidores están cada vez más informados sobre los beneficios del uso recreativo de aguas costeras y dulces así como de los peligros asociados con las actividades en ella y por ello la mayor concientización y capacidad para tomar una decisión personal informada es un factor importante que garantiza el uso seguro de ambientes de aguas recreativas. Asimismo, esto genera una serie de beneficios directos ya que la causa principal de accidentes o enfermedades es la falta de juicio de la persona. Una mayor concienciación también puede incrementar las habilidades de rescate y salvataje entre la población general y los usuarios. Es fundamental. Brindar información a los consumidores sobre la calidad del agua para que puedan tomar decisiones informadas sobre sus lugares de veraneo y evaluar los riesgos cuando se bañan en aguas costeras.

El objetivo de las actividades de concienciación no sólo consiste en aumentar la habilidad de la persona para evaluar correctamente el riesgo, sino también en incrementar la confianza del público con respecto al tema y la adopción de medidas de monitoreo.

Gran parte de la participación en actividades recreativas es esencialmente voluntaria, si bien los interesados en ciertos deportes conocidos pueden elegir pertenecer a clubes como por ejemplo, de canotaje, surf y navegación que poseen instalaciones y extensiones de agua. En general el cumplimiento de la ley 13531 que reglamenta la habilitación de las instalaciones, asegurará que los miembros del club disfruten de la seguridad de las mismas, del desarrollo de habilidades y seguridad personal así como conocimiento y concienciación con respecto a los peligros del uso del agua pero no de su calidad sanitaria para el uso directo o indirecto de la

misma.

Una deficiencia marginal en la calidad del agua se puede deber a una de varias fuentes de contaminación. En el caso de la calidad fisicoquímica y bacteriológica influye las descargas de varias fuentes: descarga de otros ríos, aguas residuales industriales y cloacales, aguas de tormenta, residuos sólidos, y agricultura, un problema adicional es la variación temporal lo cual expone al público a un mayor riesgo, de acuerdo a la época del año.

## **2. OBJETIVOS**

La calidad natural del agua es el conjunto de características físicas químicas y biológicas presentes en ríos, lagos, manantiales, subsuelo o el mar, la contaminación causa la alteración de esta calidad natural y puede impedir que esta sea adecuada para el uso destinado es por ello que se propone realizar un Plan de Gestión Ambiental.

Se realizan índices de calidad de agua para tener un panorama más amplio de la problemática en su conjunto para presentar a las autoridades municipales intervinientes en este proyecto.

La evaluación de calidad de agua permite tomar medidas de acción frente a distintas situaciones y los ICAS (Índice de Calidad de Agua) en este sentido son herramientas de suma utilidad. Siendo estos de fácil aplicación e interpretación, permiten a los organismos de gestión tener información respecto a si la calidad de agua es apta o no para un determinado uso.

### **2.1. Objetivos específicos**

A continuación se listan los objetivos correspondientes al Plan de Gestión Ambiental:

- Marco legal: Revisión de la legislación nacional y regional relacionada.
- Presentación de la Problemática al Concejo Deliberante de la ciudad de Campana.
- Identificación de los lugares donde se realizan actividades acuáticas de recreación con contacto directo e indirecto pertenecientes al Partido de Campana.
- Toma de muestras.
- Análisis Bacteriológicos.
- AnálisisFisicoquímicos.
- Elaboración de un Índice de Calidad de Agua.
- Creación de ordenanza municipal para clasificación de agua de recreación.
- Monitoreo y control permanente de la calidad fisicoquímica y bacteriológica de agua de recreación.
- Realizar campañas continuas a través de distintos medios de difusión para concientizar a la población residente y turística sobre el correcto aprovechamiento y manejo de las aguas costeras.

## **3. DESARROLLO DE OBJETIVOS**

### **3.1. Marco legal: Revisión de la legislación nacional y regional relacionada**

Las denominadas "normas internacionales" para aguas recreacionales (en el sentido de que

sean aplicables a todos los balnearios del mundo) no son tales, ni siquiera son seguidas por aquellos países que tienen aguas sujetas a descargas puntuales de efluentes cloacales; no son válidas, por ejemplo para un nivel de desarrollo similar. Las mismas fueron establecidas para cuerpos de aquellos ambientes sujetos a fuentes dispersas. Estas fuentes también pueden representar un riesgo para la salud, pero no hay todavía investigaciones específicas (con respecto a la aplicabilidad de esos estándares), quizás debido a la dificultad del control y seguimiento de este tipo de aporte.

En nuestro país tampoco hemos desarrollado un criterio propio (nacional o regional), habiéndose adoptado el de otros países. A pesar de que, en las mismas directivas de la Comunidad Económica Europea se aclara que no deben aplicarse en otros países sin haber realizado estudios específicos.

Debido a que actualmente no se cuenta en nuestro país con información epidemiológica que permita establecer correlaciones entre densidades de microorganismos patógenos y/o microorganismos indicadores y efectos sobre la salud de los individuos que utilizan el agua con fines recreativos, la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación[1] ha desarrollado niveles guía de calidad de agua de recreación para *Escherichia coli*, realizándose especificaciones por separado para agua dulce y agua marina, basándose en información proveniente del exterior, Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU (U.S. EPA)[2] con relación a la casuística de gastroenteritis en individuos expuestos recreativamente con contacto directo.

Por otro lado la ley 24051 en su Decreto Reglamentario 831/93 sobre régimen de desechos peligrosos en su Anexo II tabla 7 existen Niveles Guía de calidad de agua para recreación para Fenoles totales e Hidrocarburos totales.

De acuerdo a lo investigado en entrevistas a las Secretarías de Turismo y Medio Ambiente de las ciudades de Zárate y Campana la reglamentación que se utiliza para habilitar campings, balnearios, clubes y recreos es la ley 13531 que es de habilitación de las instalaciones, pero nada dice del uso del agua de río como recreación.

Es por ello que se hizo una presentación en la banca abierta y participativa del Concejo Deliberante de la ciudad de Campana para resolver el vacío legal a nivel municipal que existe en la ciudad.

### **3.2. Presentación al Concejo Deliberante**

En la presentación en la Banca Abierta y Participativa del Concejo Deliberante de la ciudad, se efectuó una presentación del modelo matemático de calidad de agua del Río Paraná de Las Palmas, las conclusiones obtenidas del mismo y una descripción de la Normativa sobre Aguas de Recreación y el vacío legal existente en cuanto a la obligación de efectuar estudios de calidad de agua en forma periódica para conocer el posible riesgo en el uso de la misma.

Las propuestas realizadas fueron las siguientes:

- Realizar estudios de calidad de agua del Río Paraná para establecer límites de calidad de agua de recreación tanto en el aspecto fisicoquímico como en el bacteriológico.
- Determinar concentraciones máximas de indicadores de contaminación en aguas recreativas, para poder aplicar un criterio de calidad bacteriológica.



- Relacionar estas concentraciones máximas con distintos factores ambientales que afecten la relación entre el indicador, la exposición y la posibilidad de contraer enfermedades, como así también las características del medio acuático como la velocidad de corriente, caudal, posibilidad de sedimentación, ancho, profundidad.
- Cubrir las áreas de vacancia en cuanto a lo legal, tratando de establecer una reglamentación que exija realizar estudios de calidad de agua de recreación, en los lugares que son, o puedan ser utilizados, para tal fin pudiendo establecer cartelera que así lo permitan, como se realiza en otros países.

### **3.3. Respuesta del Concejo Deliberante**

La presentación fue aprobada y se abrió un *Expediente N° 13102*: Proyecto de Comunicación de las Comisiones de Salud y Medio Ambiente y Legislación General y Seguridad solicitando al D.E para que analice y considere la información presentada por la U.T.N. – Facultad Regional Delta -sobre Agua de Recreación –Río Paraná de las Palmas. (Banca Abierta – Sra. Marisol Elorriaga).

Luego de la aprobación del Concejo Deliberante el proyecto fue derivado a la Secretaría de Producción y Turismo de la ciudad de Campana.

### **3.4. Secretaría de Turismo**

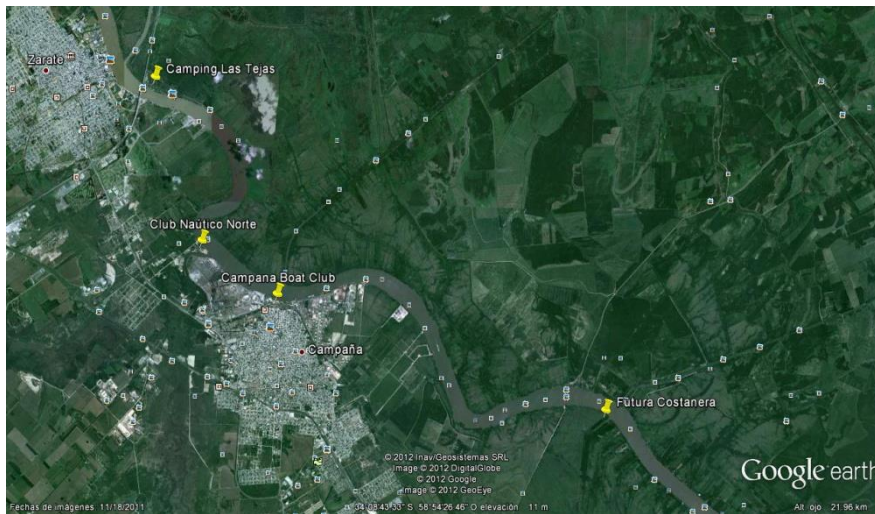
Luego de varias reuniones se decide firmar un convenio marco entre la Universidad Tecnológica Nacional y la Municipalidad de Campana y un convenio específico entre la Universidad Tecnológica Nacional y la Secretaría de Turismo para comenzar a trabajar en conjunto, y de esta manera poder poner en marcha un Plan de Gestión Ambiental para el uso seguro del agua de recreación.

### **3.5. Identificación de los lugares donde se realizan actividades acuáticas**

En la figura 1 se puede ver los lugares seleccionados para realizar la toma de muestras que son los cuatro lugares donde se utiliza el agua de recreación con contacto directo (natación) y con contacto indirecto (canotaje, windsurf, otros).

Por otro lado estos puntos de muestreo están ubicados desfavorablemente en lugares donde existen:

- Descargas de aguas residuales industriales tratadas y no tratadas.
- Descargas de aguas residuales cloacales tratadas y no tratadas.
- Asentamientos irregulares que no cuentan con infraestructura de saneamiento.
- Descargas pluviales.
- Embarcaciones grandes y pequeñas.
- Actividades de comercio informal y fileteo.



**Figura 1.** Vista de los lugares de recreación

Se decidió muestrear los lugares antes mencionados porque son los sitios donde se realizan actividades recreativas con contacto directo e indirecto donde hay una gran afluencia de bañistas.

Como muchos cuerpos de agua usados para estas actividades son poco homogéneos con respecto a sus propiedades microbiológicas, es necesario el muestreo en puntos múltiples y no solo en un punto del río, es por ello que se van a muestrear todos los sitios mencionados que son considerados de riesgo por ser sitios donde existen:

- Descargas de aguas residuales industriales tratadas y no tratadas.
- Descargas de aguas residuales cloacales tratadas y no tratadas.
- Descargas pluviales.
- Embarcaciones grandes y pequeñas
- Actividades de comercio informal y fileteo.

El muestreo se realizó con una frecuencia semanal (caso Campana Boat Club) durante el primer año para recabar suficientes datos.

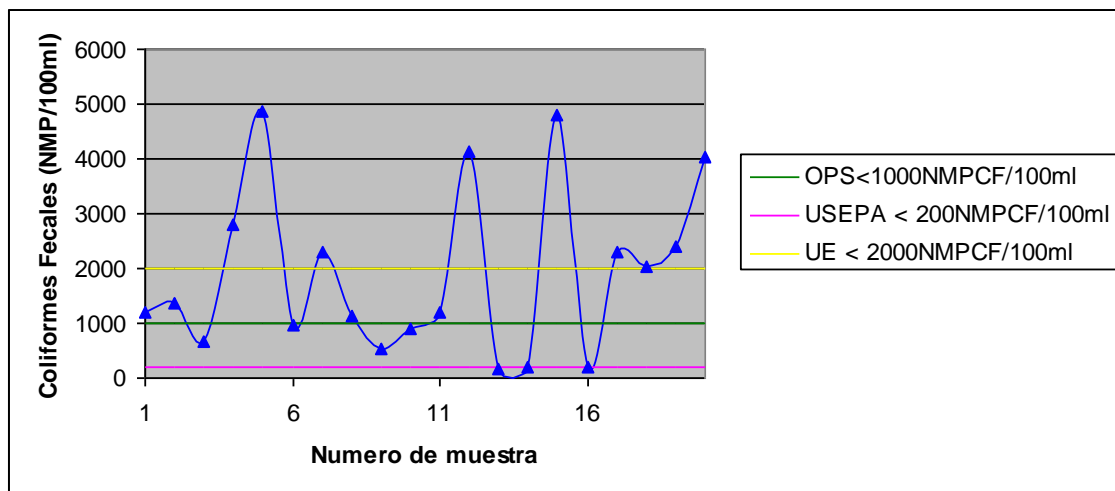
En época de verano es importante realizar el muestreo en los momentos donde haya mayor afluencia de bañistas y procurar que sea tomada a la misma hora.

La toma y conservación de muestras para los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos se realizan de acuerdo a las normas del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[3].

Los resultados de estas técnicas se expresan como número más probable de microorganismos en 100 ml de agua.

### **3.6. Análisis bacteriológicos**

Lugar de muestreo: Playa del Boat Club de la Ciudad de Campana.



**Figura 2.** Comparación con normas internacionales

En la Figura 2 se puede ver cómo afecta la sudestada los resultados, debido a que este tipo de viento es en sentido contrario a la corriente del río, lo que produce un estancamiento de los efluentes cloacales que provienen de la planta depuradora de efluentes de la ciudad de Campana que está aguas arriba de esta playa.

La planta de tratamiento de efluentes cloacales, solo trata la mitad de los efluentes, debido a que el crecimiento de la ciudad ha desbordado la capacidad de la misma. Se espera que en el corriente año se inaugure la ampliación de la misma.

Los resultados de los análisis bacteriológicos como se ve en la Figura 2 mostraron un grado de contaminación bacteriológica que supera los límites establecidos por la USEPA en el Boat Club. La sudestada produce un mayor tiempo de residencia de los efluentes cloacales provenientes de la planta depuradora de Campana esto genera un aumento en los CF.

### 3.7. Creación de ordenanza municipal para clasificación de agua de recreación.

De acuerdo a lo pautado con la Secretaría de Producción y Turismo de la ciudad de Campana, se está trabajando en establecer una ordenanza municipal que califique los lugares donde se utilizan aguas de recreación como riesgosos o no riesgosos para proteger la salud del bañista y planificar un monitoreo continuo de las mismas.

Se está trabajando desde el año 2012 con este proyecto y no se ha logrado la creación de la ordenanza municipal, por lo cual se ha decidido trabajar con índices de calidad de agua que presentan de una manera más sencilla la calidad de agua de recreación.

### 3.8. Elaboración de Índices de Calidad de Agua

Entendiendo que la calidad natural del agua es el conjunto de características físicas químicas y biológicas presentes en ríos, lagos, manantiales, subsuelo o el mar, la contaminación causa la alteración de esta calidad natural y puede impedir que esta sea adecuada para el uso destinado [4].

La evaluación de calidad de agua permite tomar medidas de acción frente a distintas situaciones y los ICAS (Índice de Calidad de Agua) en este sentido son herramientas de suma utilidad. Siendo estos de fácil aplicación e interpretación, permiten a los organismos de gestión tener información respecto a si la calidad de agua es apta o no para un determinado uso [5].

A nivel internacional se han desarrollado una serie de normas y regulaciones referentes a la calidad microbiológica en función de los diversos usos de las aguas naturales, en las que se sugieren valores guías y valores de carácter obligatorio, en dependencia del tipo de exposición (directa o indirecta). Esta tarea es responsabilidad de las autoridades sanitarias de cada país, que en la mayoría de los casos siguen los lineamientos de la Organización Mundial de la Salud [6], Comunidad Económica Europea (CEE) y Agencia Ambiental de Estados Unidos. El desarrollo de una normativa local con respecto al uso recreacional de los cuerpos de agua requiere de una valoración local del problema siendo posible adoptar niveles guía de otros países de modo interino.

El objetivo fue desarrollar un índice de calidad de aguas para uso recreativo que contemple a los coliformes fecales combinado con otras variables relevantes, y aplicar el mismo al Río Paraná de Las Palmas en el tramo Campana.

Para el desarrollo del ICA en primer lugar se seleccionaron las variables a incluir, considerando que un ICA debe tener el menor número de variables ya que debe ser fácil y rápido de calcular. El ICA propuesto fue de tipo sumatorio y toma valores comprendidos entre 0 y 100:

### 3.9. Estimación de índices

Para estimar el índice de calidad,  $WQI_{NSF}$ , se asignan factores de ponderación a cada una de las variables en las que se fundamenta, de tal forma que éste puede determinarse como:

$$WQI = \sum_{i=1}^9 W_i \times Q_i$$

$W_i$  denota el factor de importancia o ponderación de la variable  $i$  respecto a las restantes variables que conforman el índice, y  $Q_i$  corresponde al factor de escala de la misma. Este último depende de la magnitud de la variable y es independiente de las restantes, y se estima de acuerdo con diagramas construidos para cada variable que permiten llevarlas a una misma escala antes de ser agregadas en un solo valor. En la Tabla 1 se presentan los pesos asignados a cada variable.

<b>Parámetro</b>	<b>Ponderación</b>	<b>Datos</b>	<b>Ponderación calculada</b>
Temperatura	0,1	OK	0,113
Sólidos Totales disueltos	0,07	OK	0,083
pH	0,11	OK	0,123
Oxígeno Disuelto	0,17	OK	0,183
Coliformes Fecales	0,16	OK	0,173
DBO	0,11	OK	0,123
Fosfatos Totales	0,1	NO	-
Nitratos	0,1	OK	0,113
Turbidez	0,08	OK	0,093
	1		1,000

**Tabla 1.** Factores de Ponderación NSF

Como no se tienen los valores de los fosfatos totales, se dividió su ponderación (0.1) entre los 8 parámetros restantes y luego se le sumó a la ponderación de estos parámetros dicho valor. Teniendo en cuenta el número de datos tenidos en cuenta para realizar el ICA y con el fin de actualizar el ICA se han considerado los ajustes polinómicos de las curvas de estandarización asociadas a cada variable, en la tabla 2 se muestran los ajustes propuestos.

PARÀMETRO	AJUSTE
Oxígeno Disuelto	$Q_{OD}=3,1615E-08.(OD\%)^5-1,0304E-05.(OD\%)^4+1,0076E-03.(OD\%)^3-2,7883E-02.(OD\%)^2+8,4068E-01.(OD\%)-1,6120E-01$ $R^2=0,9995$ Donde $Q_{OD}$ : factor de escala oxígeno disuelto-OD%:oxígeno disuelto expresado como porcentaje de saturación
Demanda Bioquímica de oxígeno o Demanda química de oxígeno	$Q_{DBO}=1,8677E-04(DBO)^4-1,6615E-02(DBO)^3+5,9636E-01(DBO)^2-1,1152E+01(DBO)+1,0019E+02$ $R^2=0,9969$ Donde $Q_{DBO}$ : factor de escala demanda bioquímica de oxígeno-DBO: demanda bioquímica de oxígeno en mg/l
Coliformes Fecales	$\ln(Q_{Col})=-0,0152(\ln C)^2-0,1063(\ln C)+4,5922$ $R^2=0,999$ Donde $Q_{Col}$ : factor de escala coliformes fecales- : Coliformes fecales como NMP.
Nitratos	$Q_{Nitra}=3,5603E-09N^6-1,2183E-06N^5+1,6238E-04N^4-1,0693E-02N^3+3,7304E-01N^2-7,5210N+1,0095E+02$ $R^2=0,9972$ Donde: $Q_{Nitra}$ : factor de escala de nitratos-N: concentración de nitratos em mg/l
pH	<u>Para pH &lt; 7,5</u> $Q_{pH}=-0,1789pH^5+3,7932pH^4-30,517pH^3+119,75pH-224,58pH+159,46$ $R^2=0,9981$ <u>Para pH &gt; 7,5</u> $Q_{pH}=-1,11429pH^4+44,50952pH^3-656,60000pH^2+4215,34762pH-9840,142286$ $R^2=1,0000$ Donde: $Q_{pH}$ : factor de escala pH- pH: nivel de pH
Temperatura	$Q_T=1,9619E-06T^6-1,3964E-04T^5+2,5908E-03T^4+1,5398E-02T^3-6,7952E-01T^2-6,7204E-01T+9,0392E+01$ $R^2=0,9972$ Donde: $Q_T$ = factor de escala de Temperatura- T:temperatura en °C
Sólidos totales	$Q_{ST}=-4,4289E-09ST^4+4,650E-05ST^3-1,9591E-03ST^2+1,8973E-01ST+8,0608E+01$ $R^2=0,9977$ Donde: $Q_{ST}$ = factor de escala Sólidos totales – ST: sólidos totales en mg/l
Turbiedad	$Q_T=1,8939E-06T^4-4,9942E-04T^3+4,9181E-02T^2-2,6284T+9,8098E+01$ $R^2=0,9990$ Donde $Q_T$ : factor de escala Turbiedad- T: Turbiedad en mg/l

**Tabla 2.** Ajuste de curvas para determinación de factores de escala  $Q_i$

Teniendo en cuenta que la variabilidad de la temperatura del agua se encuentra influenciada por la hora a la cual fue tomada la muestra y no hubo simultaneidad en las mediciones, se asumió un cambio de temperatura nulo en cualquier parte del río al cual corresponde un factor de escala  $I = 90$ .

Una vez determinado el índice NSF (National Science Foundation) en cualquier punto, puede clasificarse la fuente de acuerdo con los intervalos señalados en la tabla 3.

ICA	CALIDAD
91 - 100	EXCELENTE
71 - 90	BUENA
51 - 70	MEDIA
26 - 50	MALA
0 - 25	MUY MALA

**Tabla 3:** Clasificación de la calidad de agua en función del índice NSF.

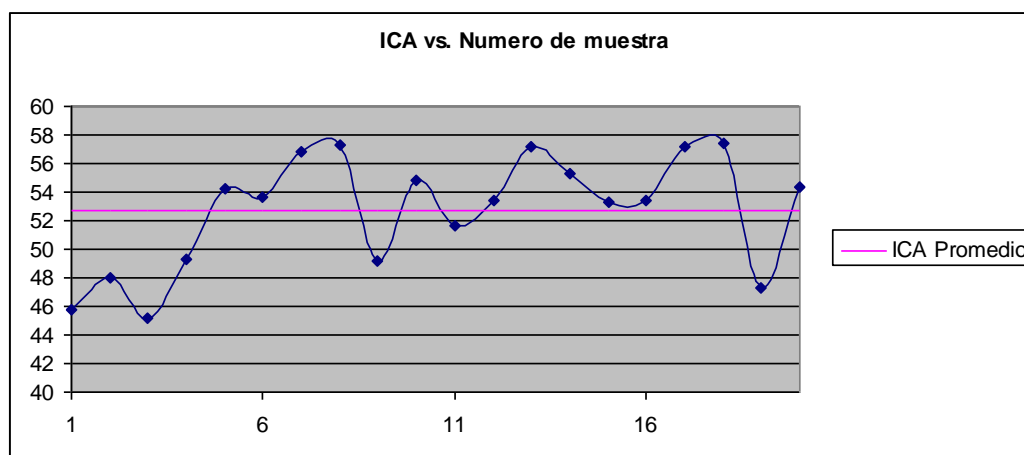
En la tabla 4 se presentan los resultados del NSF para cada número de muestra como así también las variables utilizadas para el cálculo del mismo.

Muestra	Temperatura	Sólidos totales disueltos	pH	Oxígeno disuelto	Coliformes Fecales	DBO	Nitratos	Turbidez	ICA
1	26,7	50,5	7,8	6,4	1200	5	17,5	97,7	45,801
2	26,9	48,7	7,8	6,6	1368	3	13,9	103	47,954
3	26,1	48,4	8,1	3,7	669	15	10	35	45,207
4	27,4	48,3	8	4,8	2800	2	18	41	49,288
5	26,9	67,3	8	5	4856	2	2	42	54,210
6	26	66,4	7,6	4,2	965	2	8,2	41	53,599
7	26	68,3	8	5,7	2300	2	1	26	56,800
8	26,8	67,8	7,8	11,7	1150	5	1	14	57,312
9	24,7	77,9	7,9	6,2	525	38,1	1	58	49,193
10	26,7	66,5	7,7	3,8	912	5	1	37,5	54,788
11	25,9	67,5	8	6,2	1200	7	1,5	47,7	51,662
12	27,6	77,6	7,5	9,7	4133	5	1,3	45,1	53,358
13	28,1	79,5	7,6	9,1	159	7,1	0,8	32	57,201
14	28,3	81,3	8	10,6	208	5	2	54	55,341
15	28,4	117,2	8,2	11,2	4800	3	1	135	53,249
16	21,2	83,4	8,1	4,4	184	5	1	102	53,384
17	22,3	106,8	7,5	4,5	2304	2	1,5	142	57,225
18	21,4	102,9	7,6	5	2040	2	1,4	25	57,388
19	22	102,8	8	6,7	2400	33,2	1,8	24	47,247
20	22,5	141,9	7,7	5	4030	6	0,6	23	54,364
<b>ICA promedio</b>									<b>52,729</b>

**Tabla 4.** Resumen de variables y resultados obtenidos.

#### 4. RESULTADOS

Después de aplicar el método propuesto por la NSF se ha estimado el índice  $ICA_{NSF}$ , dando como resultado una calidad media.



**Figura 3.** Aplicación del índice a distintas muestras.

Una de las limitaciones del índice  $WQI_{NSF}$  es que ha sido desarrollado como una herramienta para caracterizar en forma general la calidad de las aguas, de tal forma que procesos físicos, químicos o biológicos que indican alta degradación de las aguas pueden ser enmascarados por otros que no sugieren contaminación alguna (o mínima).

Buscando superar dichas limitaciones se [8] han propuesto cuatro índices de contaminación (ICO) contruidos mediante análisis de componentes principales, el cual tiene como propósito reducir un espacio multivariado de numerosas variables a solo unas componentes que explican un alto porcentaje de la varianza total [8]. A diferencia del índice  $WQI_{NSF}$ , los ICO tienen un rango de variación entre 0 y 1, donde 0 denota baja contaminación y 1 alta contaminación. En la Tabla 5 se describe la asignación de dichos valores.

Valor de los índices	Clasificación
0,8 - 1	Contaminación muy alta
0,6 - 0,8	Contaminación alta
0,4 - 0,6	Contaminación media
0,2 - 0,4	Contaminación baja
0,0 - 0,2	Contaminación muy baja

**Tabla 5.** Clasificación de calidad de agua en función de índices de contaminación.

A continuación se describe el índice de contaminación empleado.

ICOMO: Índice de Contaminación por Materia Orgánica; incluye variables como oxígeno,  $DBO_5$ , y Coliformes Totales y Fecales. Al igual que el ICOMI, este índice es el promedio de cada una de las variables elegidas.



$$ICOMO = \frac{1}{3}(I_{DBO} + I_{COLTOT} + I_{OD})$$

Donde:

$$I_{DBO} = -0,05 + 0,70 \log \left[ DBO \left( \frac{g}{m^3} \right) \right]$$

$$I_{COLTOT} = -1,44 + 0,56 \log [Coliformes Totales (NMP)]$$

$$I_{OD} = 1 - 0,01 \times \text{Oxígeno Disuelto}(\%)$$

Los resultados obtenidos al aplicar el índice ICOMO se pueden ver en la Tabla 6.

Muestra	Oxígeno disuelto	I OD	Coliformes Fecales	I CF	DBO	I DBO	ICOMO
1	6,4	0,99	1200	0,284	5	0,439	0,571
2	6,6	0,99	1368	0,316	3	0,284	0,530
3	3,7	0,99	669	0,142	15	0,773	0,635
4	4,8	0,99	2800	0,490	2	0,161	0,547
5	5	0,99	4856	0,624	2	0,161	0,592
6	4,2	0,99	965	0,231	2	0,161	0,461
7	5,7	0,99	2300	0,443	2	0,161	0,531
8	11,7	0,99	1150	0,274	5	0,439	0,568
9	6,2	0,99	525	0,083	38,1	1,057	0,710
10	3,8	0,99	912	0,218	5	0,439	0,549
11	6,2	0,99	1200	0,284	7	0,542	0,605
12	9,7	0,99	4133	0,585	5	0,439	0,671
13	9,1	0,99	159	-0,207	7,1	0,546	0,443
14	10,6	0,99	208	-0,142	5	0,439	0,429
15	11,2	0,99	4800	0,621	3	0,284	0,632
16	4,4	0,99	184	-0,172	5	0,439	0,419
17	4,5	0,99	2304	0,443	2	0,161	0,531
18	5	0,99	2040	0,413	2	0,161	0,521
19	6,7	0,99	2400	0,453	33,2	1,015	0,819
20	5	0,99	4030	0,579	6	0,495	0,688
<b>ICOMO promedio - Contaminación media</b>							<b>0,573</b>

Tabla 6. Resultados Obtenidos del índice ICOMO.

## 5. CONCLUSIONES

Campana no realiza controles relacionados con la calidad de las aguas del Río Paraná utilizadas en zonas recreativas, siendo este curso de agua receptor de vuelcos industriales y cloacales lo que implica un posible deterioro progresivo de la calidad química y, especialmente microbiológica del agua debido a la presencia de indicadores de contaminación

fecal y su incidencia sobre la salud del usuario.

En cuanto al aspecto legal comprobamos que existe un vacío a nivel nacional, provincial y municipal en lo que respecta a aguas de recreación, es por esto que se realizó la presentación en el Concejo Deliberante de la ciudad de Campana, para explicar la situación actual de la calidad de agua del río Paraná de las Palmas y también plantear un plan de Gestión Ambiental para el uso seguro del río como agua de recreación.

El plan de gestión de las aguas de recreación constituye en una herramienta que sirve para diagnosticar y controlar el problema de contaminación en las zonas ribereñas porque contiene elementos prácticos que fueron construidos con una visión integradora de la realidad de la calidad de las aguas del río para uso recreativo.

Se destaca el componente educativo como pieza clave para la formulación del plan de gestión ambiental de las aguas costeras con el fin de garantizar su sostenibilidad en el tiempo, la participación ciudadana y la cultura en materia de manejo del recurso.

A través de la presentación ante el Concejo Deliberante se logró implementar acciones tendientes a cubrir el vacío legal en esta problemática a través de una legislación local y provincial que abarque los lineamientos para la definición de cuerpos de agua que de acuerdo a su calidad sean utilizados para fines recreativos.

Los resultados de los análisis bacteriológicos mostraron un grado de contaminación bacteriológica alto en los sitios utilizados como agua de recreación siendo estos resultados afectados por las condiciones climáticas, sobre todo sudestada, debido a que este tipo de viento es contrario al sentido de la corriente del río lo que produce un mayor tiempo de residencia de los efluentes cloacales provenientes de la planta depuradora de Campana, que se encuentra aguas arriba de los lugares de muestreo.

Con los índices de calidad de agua aplicados se puede tener un panorama mayor de la calidad del agua del Río Paraná de Las Palmas al considerar parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos obteniéndose una calificación de calidad media, lo cual va a ser más fácil de interpretar para los organismos que deban tomar acciones y el público en general.

## **6. RECOMENDACIONES**

Evaluar el estado de la calidad de las aguas ribereñas teniendo en cuenta la influencia de la estacionalidad y compararlos con los obtenidos en esta investigación a fin de identificar diferencias y semejanzas en el comportamiento de los datos.

Implementar acciones para garantizar un uso seguro del agua de recreación.

Realizar campañas continuas a través de distintos medios de difusión para concientizar a la población residente y turística sobre el correcto aprovechamiento y manejo de las aguas costeras.

## **REFERENCIAS**

- [1] Subsecretaría de Recursos Hídricos. República Argentina. *Niveles Guías Nacionales de Calidad de Agua Ambiente*. Documento electrónico.(2002).
- [2] US Environmental Protection Agency (USEPA). *Ambient water quality criteria for bacteria*. (1986).

- [3] APHA - AWWA - WPCF, “*Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*”. 17th Edition. (1989)
- [4] Ayers, R. y Westcot D. *Water quality for agricultura*, (1985).
- [5] Conesa Fernández-Vítora, V. *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*, (1997).
- [6] CEPIS - OPS - OMS, “Manual de Evaluation y Control de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales”. Capítulo 12, *Opciones para el manejo saludable de las aguas recreativas*.
- [7] European Economic Committee (EEC), *Council Directive concerning the quality of bathing waters*. (1976).
- [8] Ramirez et al. *Índices Fisicoquímicos de Calidad del Agua*. (1997).

### **Organismos consultados**

- Municipalidad de Campana
- Subsecretaría de Medio Ambiente Campana
- Dirección de la Producción Campana
- Dirección de Control de los Servicios Sanitarios Campana.



## IMPERMEABILIZACIÓN: UN INDICADOR DE FUNCIONAMIENTO HIDROLÓGICO Y SU RELACIÓN CON EL RIESGO DE INUNDACIONES. EL CASO DE LA CUENCA MATANZA- RIACHUELO

**Lafflitto Cristina<sup>1</sup>, Porta Andrés<sup>1,2</sup>, Blanco Esteban<sup>1</sup>, Nieto Daniela<sup>3</sup> y Mergel Carla<sup>1</sup>.**

1: Área Ambiental de la Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Lomas de Zamora  
cristinalafflitto@yahoo.com.ar, erblanco963@yahoo.com.ar, ca.mergel@hotmail.com.ar

2: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata  
Calle 115 y 47, La Plata  
aporta@quimica.unlp.edu.ar

3: Centro de Investigaciones Geográficas (CIG) – Instituto de Investigaciones en Humanidades y  
Ciencias Sociales (UNLP-CONICET)  
Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de La Plata  
Calle 51 e/123 y 125, La Plata  
daniela.nieto@yahoo.com.ar

**Resumen:** *En la actualidad el avance de la urbanización y sus consiguientes impactos ambientales presentan un incremento exponencial. Al relacionar estos procesos, se estima un aumento en el porcentaje de población en riesgo ambiental. Un ejemplo local se da en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), en particular en la Cuenca Matanza – Riachuelo (CMR), donde se puede observar una alta degradación ambiental producto de acciones antrópicas no deseadas. En este contexto es importante analizar la población en riesgo ambiental y gestionar este riesgo con el fin de minimizar su impacto. Por lo tanto, el presente trabajo se propone estudiar y analizar un indicador de calidad ambiental: superficie impermeabilizada o impermeabilización y su relación con la población en cuanto a riesgo de inundaciones, dada la modificación en la dinámica hídrica. Paralelamente se trabajará sobre la relación de la superficie impermeabilizada y el área inundable. Para llevar adelante este trabajo se analizaron y georreferenciaron datos estadísticos, se revisaron datos censales para abordar la población en riesgo y se utilizó un modelo basado en la transformación Tasseled Cap a un sistema de información geográfico (GIS) para obtener diferentes salidas cartográficas como son los mapa de superficie impermeabilizada y mapa de riesgo de inundación, insumos necesarios a fin de presentar lineamientos generales para la gestión ambiental de este aspecto.*

**Palabras Clave:** superficie impermeabilizada, esorrentía, inundaciones, población de riesgo, gestión ambiental.

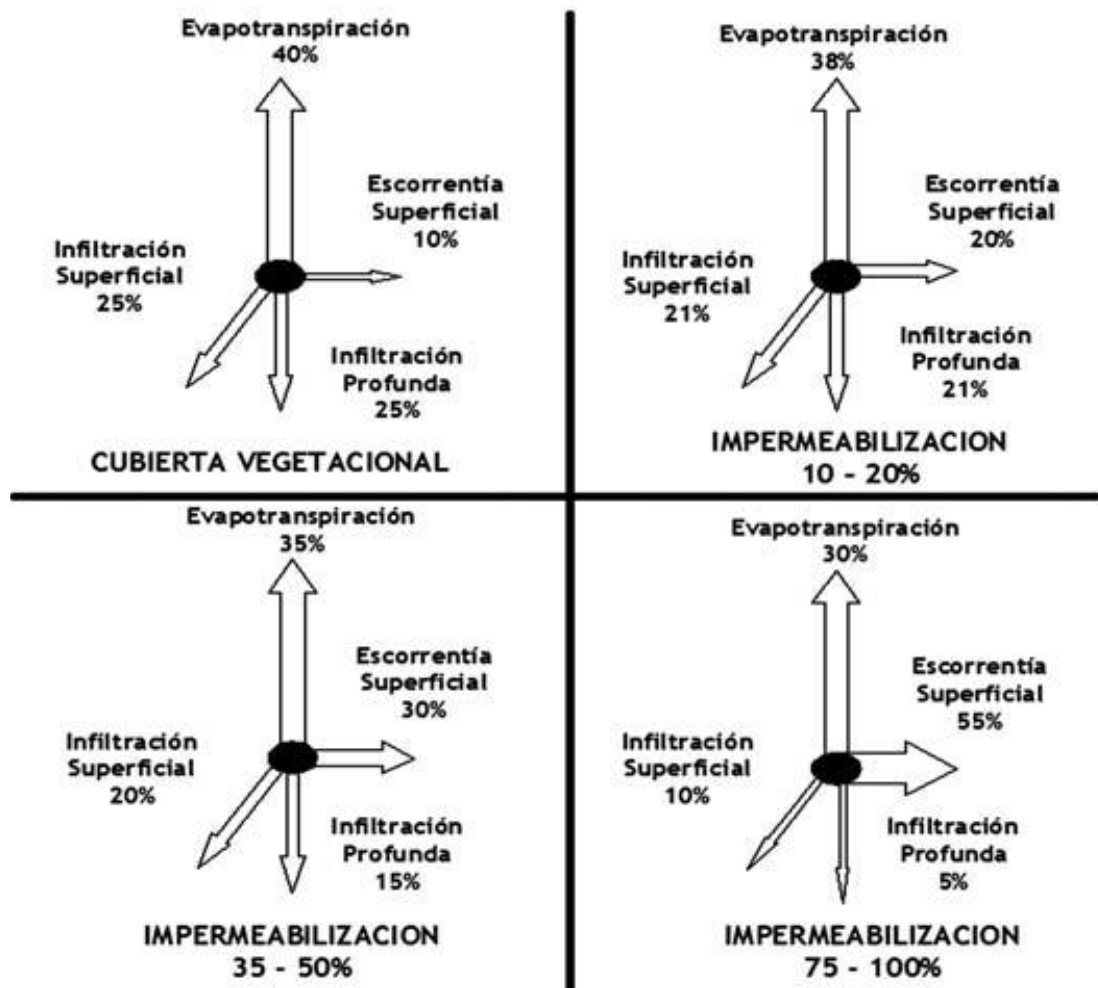
## 1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas las inundaciones vienen repitiéndose con mayor frecuencia, abarcando áreas cada vez mayores. Sus efectos suelen ser devastadores, el agua puede levantar y transportar puentes, casas, árboles y automóviles. La fuerza erosiva del torrente de agua puede arrastrar la tierra bajo los cimientos de las edificaciones haciendo que se quiebren y desmoronen. Cuando las aguas remiten, las áreas afectadas quedan cubiertas de lodo y cieno. El agua y el paisaje pueden verse contaminados con materiales peligrosos como escombros punzantes, pesticidas, combustibles y aguas negras no tratadas. El crecimiento de moho potencialmente peligroso en el interior de casas y edificaciones es notable y persistente. Los residentes de áreas inundadas pueden quedar sin suministro de electricidad ni agua potable, favoreciendo la propagación de enfermedades muy peligrosas, incluso mortales, como la fiebre tifoidea, la hepatitis A y el cólera. Y como efecto más importante las personas pueden morir ahogadas al ser arrastradas por el agua, o sufrir traumatismos varios.

Por tales motivos, se invierten importantes fondos para prevenir las inundaciones y mitigar sus daños. Es el caso de New York, Pekín (China), Salvador (Brasil), Santiago de Chile, entre las principales ciudades del mundo. En Argentina se pueden citar las inundaciones del corriente año en las provincias de Córdoba, Río Negro y San Luis, las de Santa Fe del año 2003 y, en Buenos Aires, la inundación del 2 de Abril de 2013 en La Plata, que tuvo un saldo de 89 muertos.

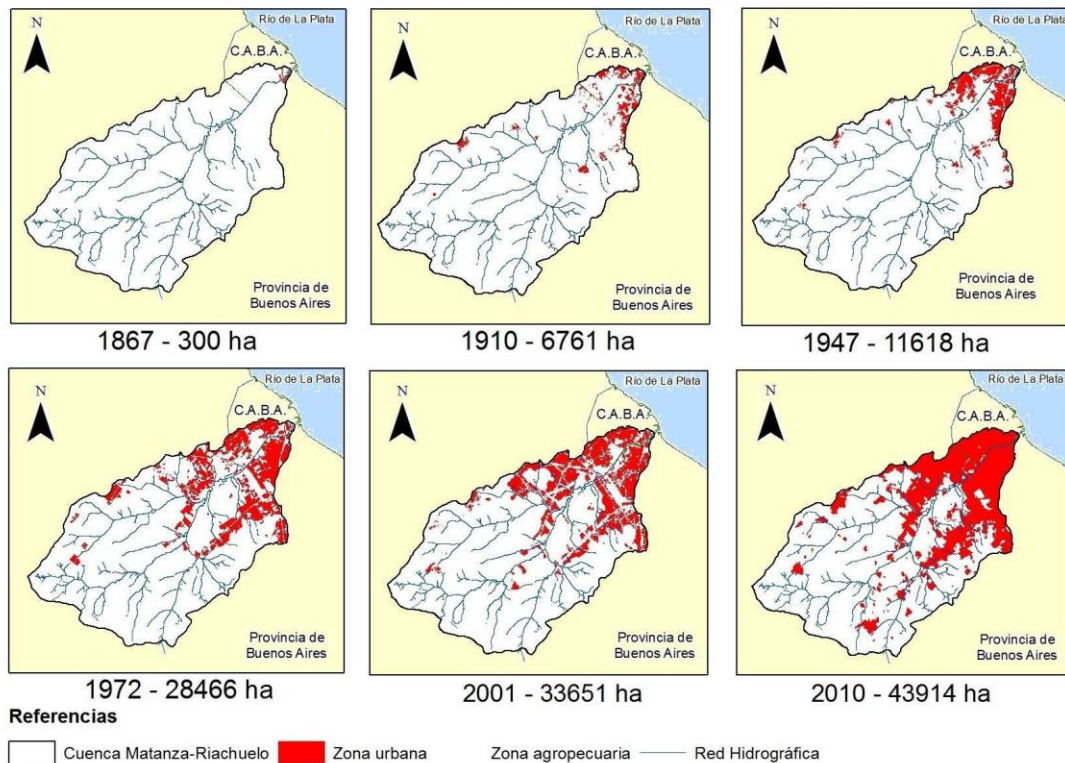
Entre las principales causas de inundación se destacan los aumentos de precipitaciones pluviales, en frecuencia y magnitud, asociadas al cambio climático, las crecidas de ríos, lluvias intensas (inundaciones pluviales), ascenso de los niveles freáticos y, también, gran parte de los efectos de las inundaciones son atribuibles al factor antropogénico: desarrollos urbanos en planicies de inundación de los ríos, muchas veces obstaculizando el flujo natural o esorrentía, o bien sobre costas pintorescas o valles fluviales, afectando las defensas naturales. Para agravar el problema está la tendencia a rellenar y construir sobre humedales que actuarían como amortiguadores naturales de las inundaciones, aumentando además ampliamente la superficie impermeabilizada, tal y como ocurre en la zona metropolitana de Buenos Aires. Puntualizando, en la Cuenca Matanza Riachuelo que cuenta con más del 20% de la superficie impermeabilizada, incrementando aún más la vulnerabilidad física, económica y sociocultural de la población frente a las inundaciones, más aún cuando allí se asientan grandes centros urbanos. Podemos observar los efectos de la urbanización en el cauce fluvial en la Figura 1.

En este contexto el presente trabajo se propone estudiar y analizar la superficie impermeabilizada como un indicador de calidad ambiental en relación con el riesgo de inundaciones y áreas afectadas donde la población se encuentra en riesgo a fin de presentar lineamientos generales para la gestión ambiental de este aspecto.



**Figura 1:** Cambios en los flujos hidrológicos por efectos de la impermeabilización, según Arnold y Gibbons [1].

A modo ilustrativo de la magnitud del impacto de la impermeabilización en el área de estudio, en la Figura 2 se muestra el avance de la superficie urbanizada dentro de la cuenca Matanza Riachuelo. Se puede verificar como a lo largo de los últimos 150 años el incremento de la superficie urbanizada ha sido constante, incrementándose aproximadamente 146 veces.



**Figura 2:** Aumento de la superficie urbanizada en la cuenca Matanza Riachuelo [2]

## 2. METODOLOGÍAS

### 2.1. Región de estudio

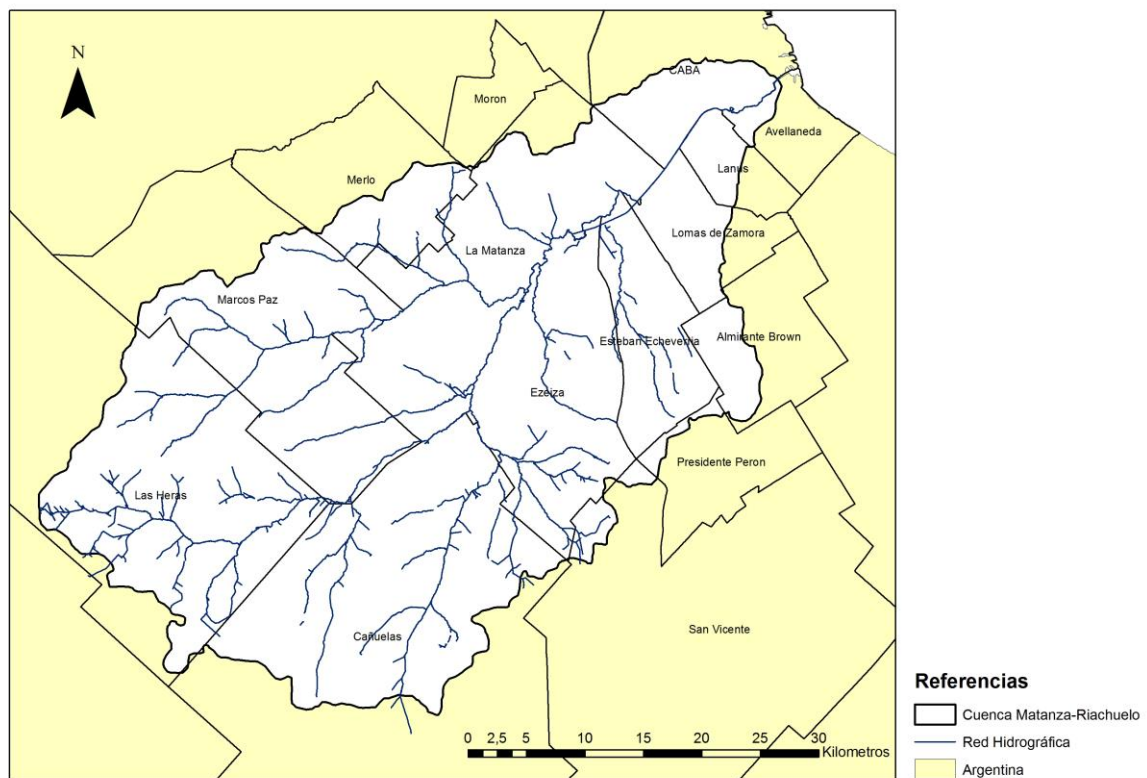
La cuenca hidrográfica Matanza-Riachuelo (CMR) cubre parte de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y otras 14 jurisdicciones, vertiendo sus aguas en el Río de la Plata, en la Boca del Riachuelo. Desde su nacimiento el río se denomina Matanza. A partir del Puente de la Noria (correspondiente a la Av. Gral. Paz, que delimita la CABA) y hasta su desembocadura adopta el nombre de Riachuelo. La superficie de la cuenca es de 2.238 km<sup>2</sup> y equivale sólo al 0,1% del territorio de la Argentina. Sin embargo, la población radicada actualmente en ella –de más de 4 millones de habitantes– representa el 13,5% de la población total del país. Geomorfológicamente, se asienta sobre el basamento cristalino que corresponde a un desprendimiento del escudo de Brasilia con una cargada red hidrográfica (ver Figura 3). Ecológicamente, la matriz original es el pastizal pampeano, sin embargo la acción del hombre la ha modificado casi completamente. Los usos típicos del suelo son el agrícola-ganadero, principalmente en la cuenca alta y media así como el urbano e industrial, con mayor densidad en la cuenca media y baja. La ocupación de su territorio se completa con la concentración de más de 13 mil establecimientos industriales y de servicios, entre los que se incluyen aquellos que actúan clandestinamente, representando una fuente adicional de riesgo y conflicto,



mayormente localizadas en el sector inferior. [3; 4; 5; 6].

La CMR presenta una alta degradación ambiental, producto de inadecuados criterios, errores, desatenciones, negligencias e insuficiencias en políticas sociales, económicas y ambientales aplicadas desde hace más de 200 años por el conjunto de actores privados y públicos que desarrollaron actividades en su ámbito sin planificaciones articuladas. Las principales causas de la contaminación en ella son los efluentes, incluyendo las emisiones industriales sin tratamientos adecuados más los originados biológicamente por el hombre y una ineficaz disposición de residuos sólidos urbanos. A esto se suma la carencia de los servicios de infraestructura.

La población residente en el área de la CMR presenta algunas características socio-económico-demográficas que la tornan expuesta, no sólo a los productos de la actividad industrial, sino a factores ambientales adversos ligados a condiciones de saneamiento básico insatisfecho, una alta impermeabilización (incremento de inundaciones y baja escorrentía) y a condiciones asociadas a la pobreza.



**Figura 3:** ubicación de la Cuenca Matanza Riachuelo con su red hidrográfica.

## 2.2. Mapa de impermeabilización.

Se utilizó la transformación Tasseled cap del software ERDAS en una imagen satelital LANDSAT 5TM del año 2010. Se calibró el modelo utilizando 50 sitios de 10 ha cada uno

seleccionados aleatoriamente dentro de los usos urbanos y periurbanos de la CMR. En cada una de las muestras se digitalizó la superficie impermeabilizada mediante interpretación visual de imágenes satelitales de alta resolución (de 2010), extraídas de Google Earth [7].

### 2.3. Mapa de calidad ambiental por impermeabilización.

Se reclasificó el mapa de superficie impermeabilizada según los umbrales definidos por Zandbergen *et al.* [8] y adaptados para la CMR (Tabla 1). Para homogeneizar el análisis la reclasificación se realizó en base a una grilla de hexágonos de 25 ha, lo que permite visualizar situaciones importantes para el análisis como por ejemplo los remanentes de áreas verdes de la CMR. La grilla se obtuvo mediante las herramientas Patch Analyst de ArcGIS 9.3.






Calidad ambiental	% Impermeabilización	Referencia
Extremadamente degradado	> 60	
Muy Degradado	46 - 60	
Degradado	26 - 45	
Poco degradado	11 - 25	
Sensible a ser degradado	0 - 10	

Tabla 1: Calidad ambiental por impermeabilización

### 2.4. Mapa de población.

Se obtuvieron de INDEC [9], por un lado los datos de población por radio censal del Censo Nacional de 2010 y por el otro el shape de radios censales del área de estudio. Se exportó la información de población a ArcGIS 9.3, permitiendo obtener el mapa de población de la CMR.

### 2.5. Mapa de área inundable.

Se extrajo del mapa de curvas de nivel del Instituto Geográfico Militar (IGM) del área de estudio las zonas que están por debajo de los 5 msnm (metros sobre el nivel del mar), medida que define las áreas inundables [10], mediante la utilización de herramientas GIS.

### 2.6. Mapa de asentamientos informales.

Se obtuvo el mapa de asentamientos informales del año 2010 provisto por ACUMAR [11] en formato .kmz. La misma se transformó a formato shape mediante la utilización del software Global Mapper.

## 2.7. Relación entre variables.

Se realizaron operaciones entre capas de información mediante la utilización de herramientas del módulo Analyst Tools de ArcGIS 9.3 para obtener la relación entre las variables generadas: impermeabilización, calidad ambiental por impermeabilización, áreas inundables, población y asentamientos informales.

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, debemos señalar que respecto al grado de avance de la urbanización “no planificada” se pueden destacar 7 aspectos centrales, con consecuencias directas:

1. Mayor población informal: con el consecuente Incremento de población en riesgo ambiental-sanitario por falta de cobertura de servicios básicos.
2. Mayor densidad poblacional: con un incremento de la huella ecológica, el sobrepaso de biocapacidad (o capacidad biodepuradora de los sistemas naturales) y un sobrepaso de la capacidad de carga del recurso.
3. Mayor superficie impermeabilizada: modificación de escorrentía (mayor probabilidad de inundaciones), mayor fragmentación de ecosistemas y pérdida de biodiversidad por irreversibilidad del impacto
4. Menor superficie rural: pérdida de suelos de alta calidad productiva, en etapa de crisis alimentaria.
5. Mayor extracción de áridos: pérdida de ecosistemas, pérdida irreversible de suelos de alta calidad, aumento de la población en riesgo.
6. Mayor generación de residuos: contaminación de suelos, napas, aumento de riesgo sanitario. Incremento en la generación de basurales a cielo abierto.
7. Menor área verde: disminución de calidad ambiental.
8. Menor área de provisión de servicios básicos: infraestructura insuficiente, contaminación de recursos naturales, incremento población con riesgo sanitario.
9. Mayor tasa de consumo bienes y servicios: sobrepaso de límites naturales de recomposición, sobrepaso de capacidad de carga, pérdida de resiliencia de ecosistemas.

Respecto al avance del proceso de industrialización “no planificada” se pueden destacar dos aspectos centrales:

1. Mayor generación de efluentes: incremento contaminación de recursos agua, aire y suelo. Incremento huella de carbono y huella del agua.
2. Mayor consumo de recursos naturales: incremento de la huella ecológica

### 3.1. Impermeabilización, calidad ambiental y área inundable.

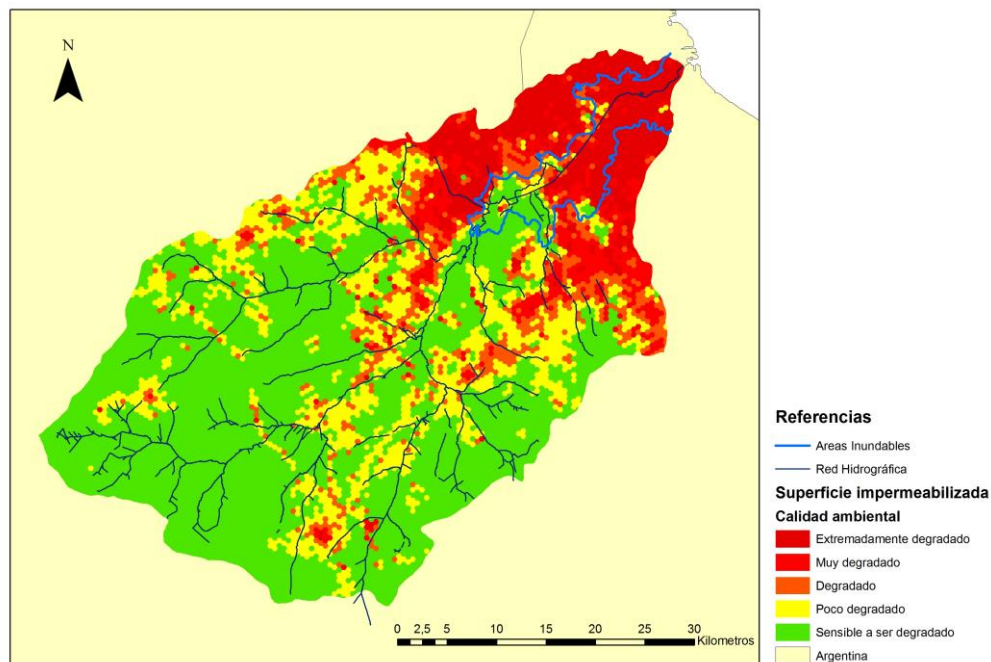
El área inundable de la CMR asciende a 127,58 km<sup>2</sup>. La misma se sitúa en la cuenca baja, el 61,2%, y en la cuenca media, el 38,8%. Estas zonas están ubicadas en el área más urbanizada, y más poblada del sistema. Las condiciones de calidad ambiental pueden observarse en la Tabla 2 y la Figura 4.

Calidad ambiental	Área (km <sup>2</sup> )	%
Extremadamente degradado	62,47	49,0%
Muy degradado	15,57	12,2%
Degradado	13,21	10,4%
Poco degradado	12,89	10,1%
Sensible a ser degradado	23,44	18,4%

**Tabla 2:** Distribución de estados de calidad ambiental en área inundable

El 71,5% de la superficie se encuentra en condiciones de mal funcionamiento hidrológico ya que presenta una impermeabilización mayor al 25% [1]. Por otra parte el 49% del área se encuentra en la categoría de calidad ambiental “extremadamente degradado”, superando el 60% de impermeabilización, según Zandbergen [8] sería una situación “inhóspita”.

El 18,4% es una zona sensible a ser degradada, es el área de las Lagunas de Rocha y una porción de la Laguna de Santa Catalina, últimos remanentes de área verde.



**Figura 4:** Calidad ambiental de la CMR y área inundable

### 3.2 Área inundable y población en riesgo.

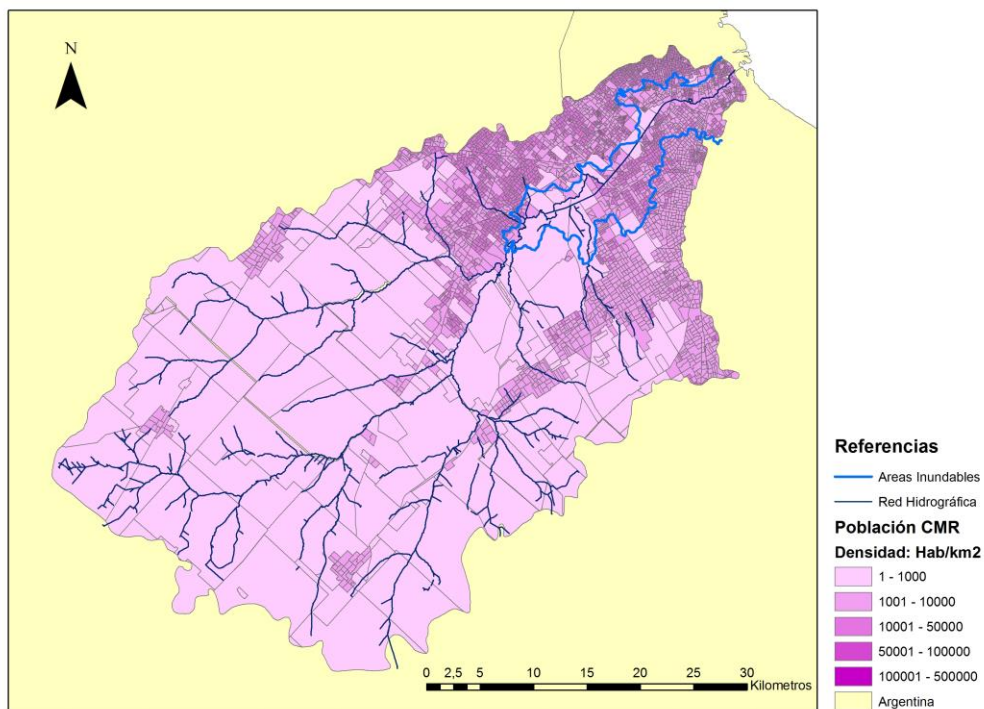
El área inundable concentra 808.269 habitantes (Figura 5), con una densidad promedio de 6335 hab/km<sup>2</sup>. El 97,5% de esta población se encuentra ubicada en áreas donde el porcentaje

de impermeabilización es mayor al umbral de buen funcionamiento hidrológico (Tabla 3). El 2,5% restante habita dentro de las áreas verdes mencionadas en el apartado anterior.

Calidad ambiental	Población	%
Extremadamente degradado	656925	81,3%
Muy degradado	89666	11,1%
Degradado	41435	5,1%
Poco degradado	12501	1,5%
Sensible a ser degradado	7742	1,0%

**Tabla 3:** Distribución de población por estado de calidad ambiental en área inundable

La mayor gravedad radica en que el 81,3% de los habitantes viven en zonas que serían consideradas “inhóspitas”. Esta población se encuentra en un alto riesgo ambiental por inundaciones.

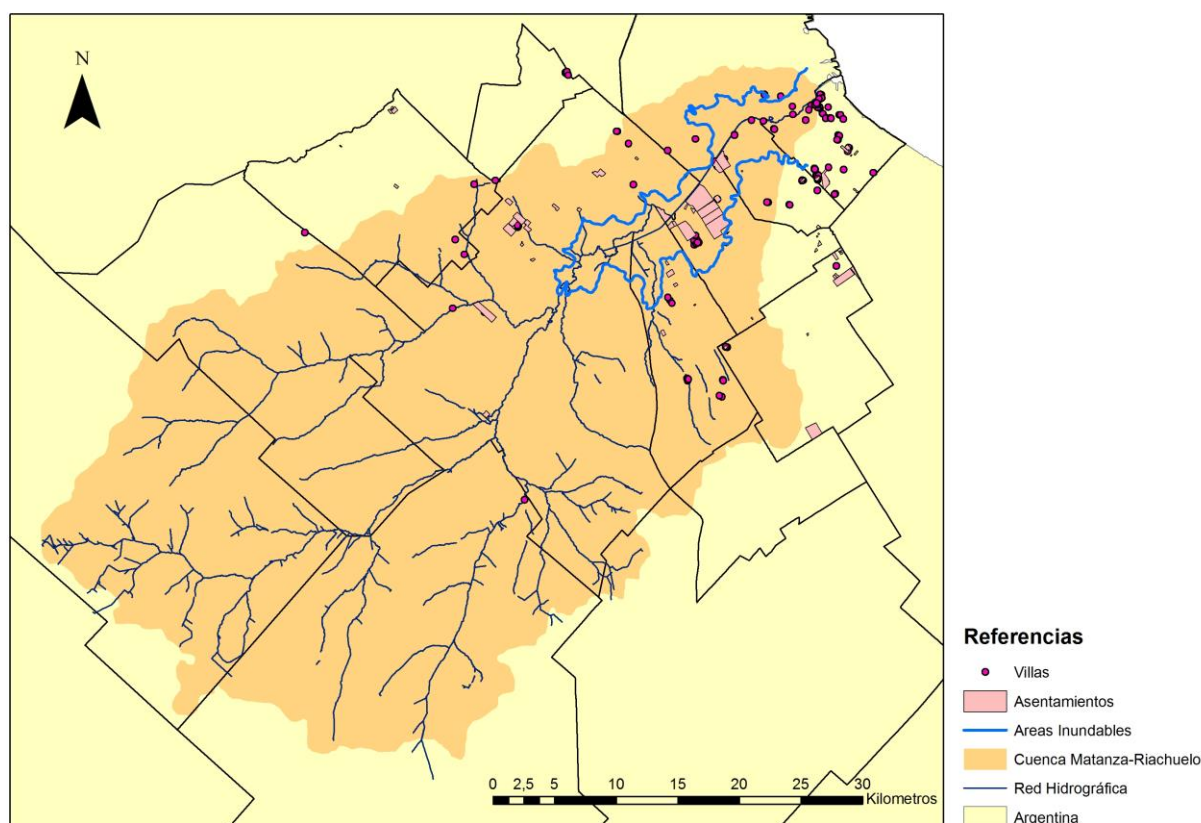


**Figura 5:** Población de la CMR y área inundable

### 3.3 Población en riesgo y vulnerabilidad ambiental: asentamientos informales.

La vulnerabilidad ambiental incrementa el riesgo ambiental, esta vulnerabilidad puede estar dada por las condiciones socioeconómicas, ambientales y de infraestructura que posee una

población. En la CMR se observa un desarrollo de barrios informales y villas de emergencia que poseen una alta vulnerabilidad ambiental dados sus bajos recursos socioeconómicos y la pobre infraestructura que existe en esas áreas. Esto se incrementa cuando se refiere a barrios informales y villas ubicadas en áreas inundables (Figura 6).



**Figura 6:** Villas y asentamientos en la CMR y área inundable

Al referirse a asentamientos informales se observa que se extienden en 10,49 km<sup>2</sup> del área inundable de la CMR. Con una población de 107.139 habitantes, el 13,2% de la población en riesgo de inundaciones. El 99,6% se ubican en la cuenca baja, cerca del centro de la megaciudad.

El 80,4% del área comprendida por estos asentamientos, se encuentra en condiciones de extrema degradación y el 13,6% en condiciones de alta degradación, según los valores de impermeabilización que poseen.

Con respecto a las villas, se contabilizaron 34 ubicadas dentro del área inundable. Si bien no se poseen datos de superficie, se puede establecer que poseen densidades poblacionales que van desde los 1.103 a los 9.111 hab/km<sup>2</sup>, siendo las villas denominadas V114-130V, V115-INFRA, V110-300V las de mayor densidad poblacional.

Ninguna de estos asentamientos se ubica en áreas poco degradadas o sensibles a ser degradadas, de lo cual se desprende que el 100% se encuentra en zonas de mal



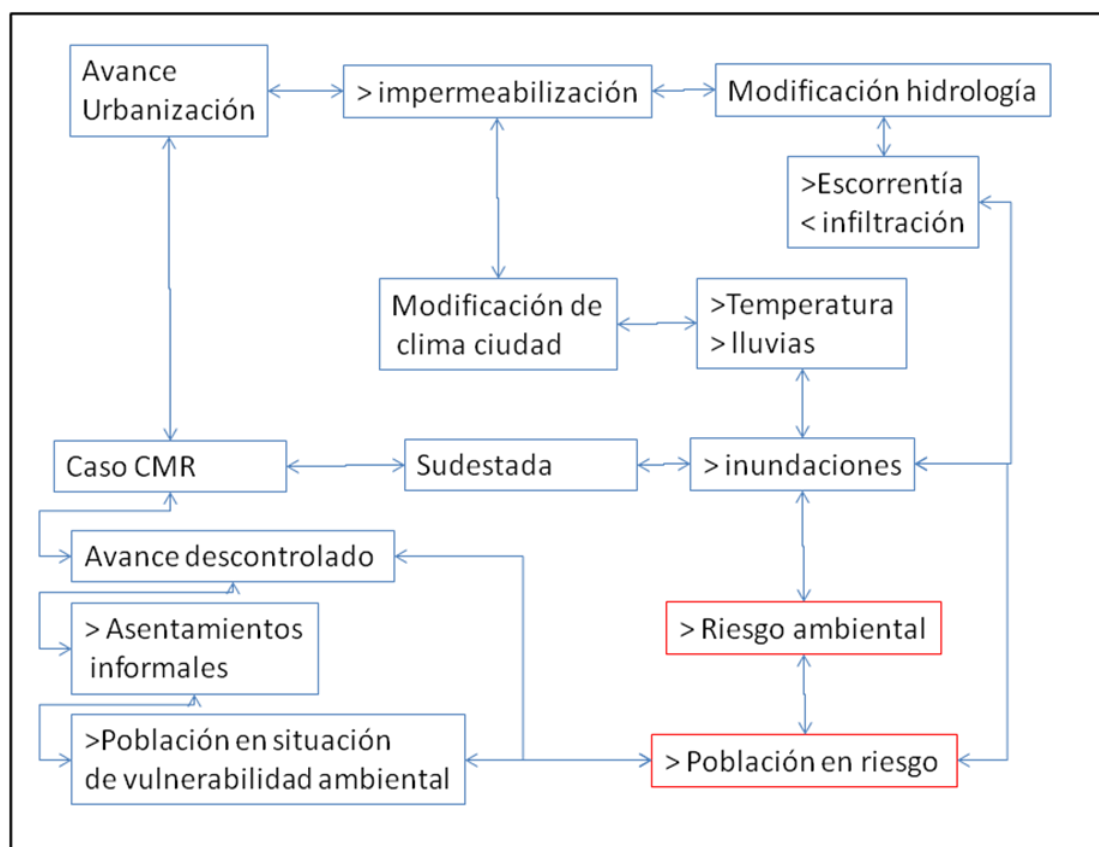
funcionamiento hidrológico (Tabla 4).

<b>Calidad Ambiental</b>	<b>Cantidad</b>	<b>%</b>
Extremadamente degradado	22	64,7%
Muy degradado	8	23,5%
Degradado	4	11,8%
Poco degradado	0	0,0%
Sensible a ser degradado	0	0,0%

**Tabla 4:** Distribución de villas por estado de calidad ambiental en área inundable

### **3.4 Lineamientos generales de gestión ambiental.**

Se puede observar que el avance de la urbanización y su consiguiente efecto: la impermeabilización de suelos, trae aparejados diversos problemas ambientales (Figura 7). Es necesario gestionar esta problemática mediante herramientas factibles de ser aplicadas según el contexto de la CMR. Al tratarse de una cuestión netamente territorial, la planificación del territorio u ordenamiento ambiental territorial, aparecen como soluciones probables. A continuación se listan algunas herramientas asociadas a la gestión ambiental del territorio que pueden ser aplicadas en el área de estudio para minimizar el riesgo ambiental y, consecuentemente, la población vulnerable.



**Figura 7:** Problemática ambiental – Inundaciones y población en riesgo

Herramientas de Planificación territorial:

- Relocalización de asentamientos y villas
- Conservación y rehabilitación de áreas verdes urbanas
- Limitación de nuevos emprendimientos urbanos o de densificación en áreas inundables
- Proyectos de esparcimiento y educación ambiental en áreas inundables

#### 4. CONCLUSIONES

En lo que respecta a los problemas asociados a la cantidad del agua escurrida, merecen indicarse que las inundaciones y sus múltiples efectos conforman una problemática que afecta gravemente, y fundamentalmente, a las zonas urbanas de la Cuenca. En efecto, ante la falta de una política de ordenamiento del territorio y de ocupación del suelo, con fuertes tendencias históricas hacia la urbanización de alta densidad, se reconoce a esta cuenca como una de las más afectadas por inundaciones, lo cual impacta directamente en la vida cotidiana del conjunto de la población, fundamentalmente de los sectores más pobres que generalmente han ocupado las tierras bajas e inundables de la Cuenca que a su vez suelen carecer de los



servicios básicos.

Los efectos de las inundaciones se ven maximizados por aquellos generados por la Sudestada, ya que la dirección (SE) y la intensidad (superior a 35 km/h) del viento asociado a este fenómeno meteorológico impone dificultades para el desagüe normal de las aguas del Río de la Plata y, por ende, para el sector inferior del Matanza-Riachuelo. Como la escorrentía causa los mayores problemas en el manejo de cuencas, es en esta parte del ciclo hidrológico en la cual se debe intervenir activamente para evitar que el agua ocasione graves daños dentro del territorio.

Todo este análisis se ve potenciado por el efecto del incremento del suelo impermeabilizado. La gestión del suelo de manera apropiada podría resultar crítica para una mejora en el manejo del impacto de los eventos climatológicos que naturalmente ocurren en la región de estudio, los que asimismo se ven incrementados por efectos del cambio climático que aporta mayor volúmenes de precipitación y mayor incertidumbre en los momentos y lugares de ocurrencia.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen, en primer lugar, a la Universidad Nacional de Lomas de Zamora en general, y a la Facultad de Ingeniería en particular, por su asistencia en cargos, infraestructura y fondos que han sido decisivos para el desarrollo obtenido, como así también a la Universidad Nacional de La Plata donde dos de los autores cuentan con mayor dedicación.

## 6. REFERENCIAS

- [1] Arnold, C. y J. Gibbons. Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 2: 243-258. (1996)
- [2] Zuleta, G.A., Guida Johnson, B., Lafflito, C.M., Faggi, A.M., De Magistris, A.A., Tchilinguirian, P., Weissel, M., y Zarrilli, A.G. Rehabilitación de ambientes perdidos en mega-ciudades: el caso de la cuenca Matanza-Riachuelo. Capítulo XX. En: *Paisajes perdidos* (J. Athor, Ed.). Fundación Azara. P. 445-459. (2012)
- [3] Malpartida A. R. La cuenca del río Matanza-Riachuelo. Universidad Tecnológica Nacional, Argentina. 144 pp. (2002)
- [4] Pereyra F. X. Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59 p 394-410. (2004)
- [5] ACUMAR. Plan integral de saneamiento ambiental de la cuenca Matanza Riachuelo. 588 pp. (2009)
- [6] Napóli A. & Garcia Espil E. *Recomposición ambiental de la Cuenca Matanza Riachuelo. Una oportunidad histórica que aún reclama un fuerte compromiso político y más eficiencia en la gestión.* 50 pp. (2010)

- [7] Bauer, M., Heinert, N., Doyle, J. y Yuan, F.. Impervious surface mapping and change monitoring using Landsat remote sensing. ASPRS Annual Conference Proceedings. Denver, Colorado. (2004)
- [8] Zandbergen, P., H. Schreier, S. Brown, K. Hall y R. Bestbier. Urban watershed management version 2.0. Vancouver: Institute for Resources and Environment, University of British Columbia. (2000)
- [9] INDEC. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <http://www.censo.indec.gov.ar> (2011)
- [10] Quaíni, K. Análisis espacio-temporal de un índice de incidencia antrópica en la Cuenca Matanza-Riachuelo, Provincia de Buenos Aires. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba. 125pp. (2011)
- [11] ACUMAR. Mapa villas y asentamientos CMR. <http://www.acumar.gov.ar> (2010)

## SIG COMO HERRAMIENTA DE IDENTIFICACION DE METALES EN CUENCAS COLECTORAS URBANAS

**Medus, Silvina<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup> y Devoto, Betina<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: silvina\_medus@yahoo.com.ar; daniela\_escudero@yahoo.es;  
ocifuentes@speedy.com.ar  
<http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *El objetivo es proponer una metodología apoyada en Sistemas de Información Geográfica para indagar sobre el origen de metales en el interior de un ejido urbano. Se requiere contar con un marco teórico respecto a productos y fuentes que contienen el metal para identificar las industrias que podrían contenerlo en sus efluentes; determinar radios de influencia considerando que la presencia del metal en agua es indicadora de ingreso reciente al sistema; disponer de estándares de calidad del metal tanto para los efluentes como para el cuerpo receptor; contar con una tipificación ordenada de los rubros de cada industria (procesos que involucra cada actividad) para obtener un mapa completo de las descargas, e información de las distintas cuencas colectoras urbanas. Para mostrar el método, se presenta el caso del plomo, detectado disuelto en agua del estuario bahiense (Argentina) próximas a las dos descargas cloacales de la ciudad. Como resultado, se observa que de las industrias identificadas como posibles aportantes del metal, el mayor porcentaje (66%) se encuentra dentro de la Cuenca Cloacal Principal Bahía Blanca, manifestándose de manera similar en las estaciones de servicio (69%). Esto es coincidente con la mayor detección de Pb en los efluentes de la mencionada cuenca.*

**Palabras clave:** Calidad de agua, Sistemas Información Geográfica, Metales.

### 1. INTRODUCCIÓN

A partir de los resultados de análisis de plomo (Pb) detectado disuelto en aguas del estuario, se comenzaron a evaluar las descargas industriales y urbanas que lo podrían introducir al mismo. Se genera así una investigación que pretende avanzar en una metodología apoyada en Sistemas de Información Geográfica (SIG) para indagar sobre la procedencia de este metal en el interior del ejido urbano de la ciudad, a partir de las descargas de efluentes industriales que son volcados a la red colectora cloacal que termina derivando dichos efluentes al estuario de Bahía Blanca.

Para ello, se presenta un marco teórico respecto a productos y fuentes que contienen el metal evaluado, a fin de filtrar las industrias que podrían contenerlo en sus efluentes; se considera

que la presencia del metal en agua es indicadora de ingreso reciente al sistema; se determinan los posibles radios de influencia sin desconocer el efecto de las corrientes y mareas; se contempla la legislación internacional, nacional y local correspondiente que incluye estándares de calidad del metal, tanto para el cuerpo receptor como para el vuelco de efluentes; se realiza una tipificación ordenada de los rubros de cada industria, indicando el proceso que involucra cada actividad, para hacer más ágil la identificación de aquellas que podrían aportar el metal a la colectora cloacal, y la información que permite su geoposicionamiento para obtener un mapa completo de las descargas, así como de la derivación a las distintas cuencas colectoras urbanas. Para mostrar la metodología se presenta el caso del plomo (Pb), detectado disuelto en aguas del estuario, en estaciones próximas a las dos descargas cloacales de Bahía Blanca (Argentina).

En cuanto a los radios de influencia de las estaciones del estuario, la metodología planteada permite solo una primera aproximación, sin desconocer la importancia del uso de los modelos matemáticos que incluyen los efectos de las corrientes y mareas.

La metodología planteada en este caso particular para plomo, podría ser replicada fácilmente para otros metales.

## 2. METODOLOGÍA

La investigación se inicia delimitando el área de estudio, Estuario de Bahía Blanca, en el sector bajo la jurisdicción de aplicación de la Ley Provincia Buenos Aires N° 12.530/01 e identificando cada una de las descargas que aportan al estuario (Figura N° 1).

Posteriormente, se realiza una revisión bibliográfica a nivel internacional y nacional, a fin de contar con un marco teórico actualizado sobre fuentes y productos que contienen Pb. Este marco teórico permite orientar la búsqueda de industrias, posibles aportantes de este metal en sus efluentes.

Para la implementación del SIG, se conforman las distintas capas dentro del área de estudio, que se detallan a continuación:

- **Estaciones del monitoreo sobre el estuario bahiense:** E1-denominada Boya 24 hasta 2011 ó Boya 26 a partir 2012; E2-Descarga Cloacal Principal Bahía Blanca; E3-Puerto Ingeniero White; E4-Puerto Galván; E5-Descarga Colector Polo Petroquímico; E6-Descarga Canal Maldonado; E7-Puerto Cuatrerros; E8-Proximidades Descarga Cloacal Tercera Cuenca.[1][2] (Figura N° 1).
- **Descargas Industriales:** contiene las descargas de las industrias del Polo Petroquímico y Área Portuaria (Refinería Petrobrás; PBB Polisur con sus Plantas EPE, LHC I, LHC II, LDPE, HDPE y LLDPE-Barcaza; Transportadora Gas del Sur-TGS; Solvay Indupa; Air Liquide Argentina; Profertil; Mega; Central Termoeléctrica Luis Piedrabuena con sus descargas Termo Oleo y Termo M6; Cargill).[1] (Figura N° 2).
- **Plantas Depuradoras Cloacales:** ubica las plantas depuradoras cloacales de la Cuenca Principal de Bahía Blanca, de la Tercera Cuenca y de la Cuenca de Ingeniero White, que no coinciden geográficamente con los puntos de vuelco de sus respectivas descargas en el estuario. (Figura N° 2).
- **Descargas Cloacales:** localiza sobre el estuario los puntos de vuelco de los efluentes urbanos de las dos plantas depuradoras actualmente operativas en Bahía Blanca: Cuenca

Principal y Tercera Cuenca.[1] (Figura N° 2). La descarga de la Planta Depuradora de Ingeniero White es derivada a la Depuradora de la Cuenca Principal Bahía Blanca desde el año 2010.

- **Cuencas Cloacales:** contiene los polígonos que delimitan dentro de la ciudad de Bahía Blanca, a las cuencas de aporte de efluentes urbanos derivados a las distintas plantas depuradoras cloacales. (Figura N° 5).

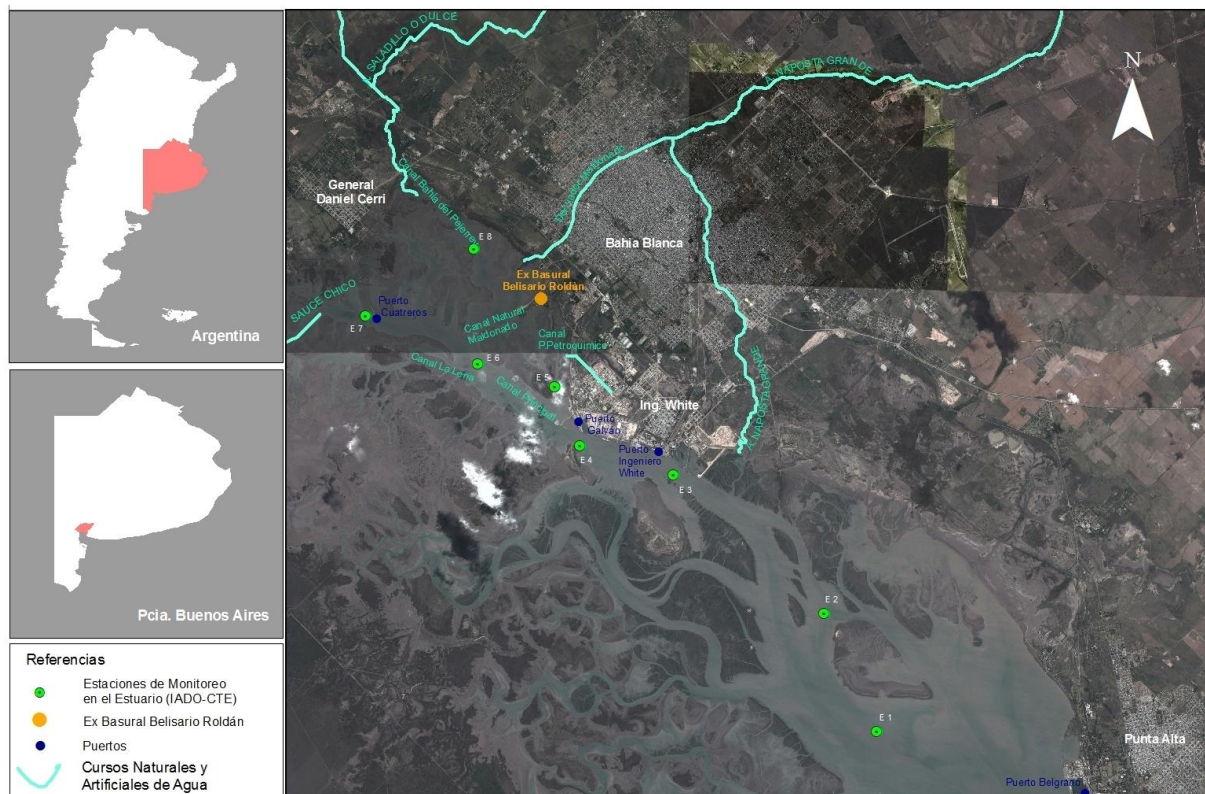


Figura 1 - Ubicación del Estuario de Bahía Blanca y Estaciones de Monitoreo sobre el mismo

- **Descargas naturales y antrópicas:** con los trazados del Río Sauce Chico, Arroyos Napostá Grande y Saladillo de García, Canal Aliviador Maldonado, Ex Basural Belisario Roldán (descarga difusa), Canal Colector Polo Petroquímico. (Figura 1 y 2).

Posteriormente, se cargan los registros de Pb disuelto en agua, detectados en cada estación de monitoreo del estuario. A fin de evaluar los niveles de concentración de este metal, se comparan los resultados con los niveles de referencia de la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (NOAA) y con los niveles guía de la Ley Nacional N° 24.051/91 de Residuos Peligrosos.





**Figura 2** - Descargas naturales y antrópicas en el Estuario de Bahía Blanca

La NOAA establece para Pb disuelto en agua superficial valores de Exposición Crónica de 8,1  $\mu\text{g}/\text{l}$  y Exposición Aguda de 210  $\mu\text{g}/\text{l}$ . [3]. La definición de Exposición Aguda para Pb disuelto en agua se refiere a la concentración promedio para una hora de exposición. Se señala que no existen niveles de concentración de referencia establecidos por la NOAA para períodos de exposición menores a una hora. La definición de Exposición Crónica está referida a la concentración promedio para 96 horas (4 días), no brindando niveles de concentración de referencia para mayores períodos de concentración. Debido a las características del diseño de monitoreo sobre el estuario bahiense, podrían compararse los valores obtenidos en cada campaña con los valores de Exposición Aguda, sin embargo, como se desconoce si los valores de concentración hallados persisten, se utiliza como referencia el valor de Exposición Crónica, que es menor, correspondiendo a un criterio de comparación más conservador. [1]

La Ley Nacional N° 24.051/91, reglamentada por el Decreto N° 831/93, establece como nivel guía de Pb para protección de la vida acuática en agua salada superficial el valor de 10  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Se proponen para cada estación radios de influencia de unos 3 Km, determinados conforme a una estimación aproximada que surge de considerar que la presencia del plomo disuelto en agua es relativamente efímera. Esta metodología, no pretende reemplazar a los modelos matemáticos que contemplan las condiciones impuestas por la acción de las corrientes y

movimientos de marea, sino brindar una herramienta de visualización rápida de las descargas más cercanas a cada estación, posibles aportantes del metal detectado.

Para este caso, se focaliza en las estaciones E2 y E8, por su cercanía a las descargas urbanas. Se identifican además, dentro del área de influencia, otras posibles fuentes aportantes de Pb, pues la presencia de este metal puede no deberse sólo a las descargas cloacales.

Se observa como única descarga próxima al radio de la estación E2, la Descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (que recibe los aportes de Air Liquide y de la Planta Depuradora de Ingeniero White, cuyos efluentes le son derivados); y dentro del radio de la estación E8, la influencia de las descargas de TGS (a través del Arroyo Saladillo de García), Cloacal Tercera Cuenca, Canal Derivador Maldonado y ex basural Belisario Roldán.

Para evaluar si las concentraciones de Pb de las descargas de los efluentes urbanos cumplen con la legislación vigente, se comparan los resultados con los máximos establecidos para vuelco a curso de agua superficial, así considerado el estuario (según Decreto N° 336/03 y Ley Provincia de Buenos Aires N° 11.820 las concentraciones deben ser:  $Pb \leq 0,1 \text{ mg/l.}$ )

Si bien se ha detectado Pb en los efluentes de las dos descargas cloacales, el número de monitoreos realizados en ambas no ha sido representativo. Por tal motivo, se decide profundizar indagando en las descargas internas al ejido urbano, a fin de detectar si existen posibles fuentes aportantes.

Mediante un listado de las distintas industrias de la ciudad provisto por el Municipio, se crea inicialmente, una base de datos de 949 registros. La misma contiene información sobre la razón social de cada industria, su expediente municipal, fecha de inicio y vencimiento de habilitación, domicilio, rubro o actividad comercial, y categoría.

De esta base de datos, se seleccionan aquellas industrias posibles aportantes de metales al sistema cloacal, con apoyo de un marco teórico general sobre los mismos, considerando fuentes y productos que los contienen. Posteriormente, con un listado reducido de 290 industrias que podrían aportar metales ya geoposicionadas, y el de las estaciones de servicio de la ciudad, se procede a la carga en el SIG. En esta etapa se incorporan las capas denominadas (Figura 4):

- Las 290 industrias que podrían aportar metales.
- Las estaciones de servicio de la ciudad, en funcionamiento y las no operativas, ambas posibles aportantes de Pb al sistema.

Para realizar esta carga se utiliza la geocodificación automática, proceso que basado en el domicilio de cada industria la geoposiciona automáticamente, minimizando los posibles errores de ubicación. Las direcciones pueden aparecer en distintos formatos. El formato más conocido es el nombre de la calle seguido del número y otra información relacionada con la localidad, como el código postal. Para usar este geocodificador se adapta el formato del domicilio al formato predefinido por el SIG. Un 8,6% del total de las industrias se ubicaron manualmente por tener domicilios no estándares.

Así, se obtiene un mapa completo que contiene las industrias, las estaciones de servicio, las estaciones de monitoreo, las descargas y las cuencas cloacales.

Con apoyo de la información del marco teórico sobre fuentes y productos que contienen Pb, se identifican aquellas industrias que podrían aportar específicamente este metal al sistema.

Por último, se asocian las industrias a las cuencas cloacales mediante el uso de una función de

geoproceso (spatial-join) que permite identificar qué industrias aportan sus efluentes a cada cuenca (Figura 5).

Del procesamiento y análisis de resultados, se desprenden las consideraciones y recomendaciones finales, mostrando cómo las Tecnologías de Información Geográfica pueden convertirse en una herramienta de apoyo para la gestión ambiental.

### 3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La ciudad de Bahía Blanca está geográficamente ubicada sobre la costa del Océano Atlántico, a los 38° 43' de latitud Sur y los 62° 15' de longitud Oeste al meridiano de Greenwich, en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, República Argentina.

Según datos del último Censo Nacional (2010) la población del Partido de Bahía Blanca alcanzaba los 301.572 habitantes, con un nivel de urbanización del 98,5%, lo que indica que prácticamente el total de la población se encuentra en áreas urbanas. La red pública de distribución de agua potable del Partido de Bahía Blanca cubre aprox. el 96% de hogares. Los desagües domiciliarios son enviados a la red pública sanitaria con una cobertura del 80,4% de hogares [4], así como los efluentes de las 949 industrias identificadas dentro del ejido urbano. Estos efluentes se vuelcan directa o indirectamente a las cuencas colectoras denominadas Cuenca Cloacal Principal de Bahía Blanca y Tercera Cuenca Cloacal. Cada una de estas cuencas, deriva en sendas Plantas Depuradoras que terminan volcando los efluentes al Estuario de Bahía Blanca, un ecosistema particular dentro del litoral marítimo argentino, que es considerado de vital importancia para la conservación de la biodiversidad local.

Además de la ciudad de Bahía Blanca, en proximidades de la cabecera del estuario, sobre la costa norte, se localizan las poblaciones de General Cerri e Ingeniero White; un paseo marítimo y un balneario municipal; un Polo Petroquímico, un Parque Industrial y un área portuaria industrial integrada por los Puertos Cuatrerros, Galván e Ingeniero White. Sobre la misma margen, en la zona más externa del estuario (fuera del área de estudio), se encuentran la Base Naval Puerto Belgrano, la ciudad de Punta Alta, Puerto Rosales, la Base de Infantería de Marina Baterías y la Reserva Provincial de Usos Múltiples (integrada por una serie de islas e islotes) [5].

Estas actividades han aportado históricamente sustancias exógenas al sistema del estuario, provenientes de descargas cloacales, industriales, lixiviados de basurales, agroquímicos y otros provenientes de la actividad portuaria. Los mismos se realizan directa o indirectamente, a través de los afluentes de agua dulce, naturales o artificiales, puntuales y difusos, que se muestran en la Figuras 1 y 2 y se enuncian a continuación:

- Río Sauce Chico.
- Arroyo Saladillo de García, que recibe las descargas de la planta procesadora de etano TGS.
- Descarga puntual de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca Cloacal, que incluye los efluentes de industrias del ejido urbano radicadas en su cuenca.
- Canal artificial Maldonado, aliviador del Arroyo Napostá, que recoge desagües pluviales y en algunas oportunidades sin registrarse precipitaciones, se han detectado descargas provenientes de efluentes domiciliarios e industriales clandestinos.
- Ex basural de la ciudad denominado Belisario Roldán, ubicado en las planicies de



inundación del estuario, que no ha sido saneado y por lo tanto sus lixiviados representan una descarga difusa.

- Canal Colector del Polo Petroquímico, que recoge los efluentes industriales de las empresas Solvay Indupa (descargas de las plantas Cloro Soda, PVC y VCM), y DOW-PBB Polisor (descargas de las plantas LHC I, LHC II, EPE, LDPE y HDPE).
- Descargas directas de las empresas Petrobrás, DOW-PBB Polisor (vuelco discontinuo de planta LLDPE-Barcaza), Mega, Profertil, Cargill (a partir abril de 2005, pues antes volcaba a la red cloacal) y Central Termoeléctrica Piedrabuena.
- Arroyo Napostá que transita con dirección N-S, atravesando la ciudad, hasta su desembocadura en el estuario.
- Descarga puntual de la Planta Depuradora Cuenca Principal de Bahía Blanca, que recibe los efluentes de la empresa Air Liquide Argentina S.A. y de industrias de diferentes rubros de producción radicadas en el Parque Industrial, a través de la derivación a partir del año 2010, de los efluentes de Planta Depuradora de Ingeniero White, que no se encuentra operativa; así como las descargas de industrias ubicadas en el ejido urbano de la ciudad, dentro de su cuenca.

#### **4. FUENTES Y PRODUCTOS QUE CONTIENEN PLOMO**

El plomo es un metal pesado, de baja temperatura de fusión, de color gris-azulado. Sin embargo, raramente se encuentra en la naturaleza en forma de metal. Generalmente se presenta combinado con otros elementos formando compuestos. El plomo metálico es resistente a la corrosión (resiste la acción del aire y del agua). Cuando se lo expone al aire, una capa fina de compuestos de plomo cubre al metal y lo protege del ataque adicional. Es un elemento natural, sin embargo, la mayoría de los niveles altos se originan en actividades humanas. Es fácil de moldear y tallar; puede combinarse con otros metales para formar aleaciones. El plomo y sus aleaciones son componentes comunes de cañerías y soldaduras, baterías, pesas, proyectiles y municiones, revestimientos de cables y láminas usadas para protección de radiación de rayos X. El tetraetilo y tetrametilo de plomo se usaron como aditivo para aumentar el octanaje de la gasolina. El tetraetilo de plomo aún se suele usar en gasolina para vehículos que no son para uso en carreteras y en gasolina para aviones, en algunos países en desarrollo. La mayor parte de este metal usado por la industria proviene de minerales de plomo (primario) o de trozos de metal o baterías recicladas (secundario).

Debido a inquietudes sobre salud pública, la cantidad de plomo en pinturas, cerámicas y en materiales para calafatear y soldar se ha reducido considerablemente en los últimos años.[6]

El plomo puede entrar al ambiente a través de liberaciones desde minas de plomo y otros metales, fábricas que lo manufacturan o usan sus aleaciones o compuestos. Es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o desechos. Una vez que entra a la atmósfera, puede viajar largas distancias si las partículas son pequeñas. Es removido del aire por la lluvia y por partículas que caen al suelo o a aguas superficiales.[6][7]

Entre las fuentes de plomo en suelo se incluye el desgaste y desprendimiento de pintura desde edificios, puentes y otras estructuras. Los vertederos pueden contener desechos de minerales de plomo proveniente de la manufactura de municiones o de otras actividades industriales como la manufactura de baterías. Los usos del plomo en el pasado, por ejemplo en la

gasolina, son una de las causas principales de su presencia en el suelo.

Pequeñas cantidades de plomo provenientes de cañerías o de soldaduras pueden liberarse al agua cuando ésta es ácida o blanda. El plomo puede permanecer adherido a partículas del suelo o de sedimento en el agua durante muchos años. La movilización del plomo desde partículas del suelo al agua subterránea es improbable a menos que la lluvia que cae al suelo sea ácida o blanda y dependerá del tipo de sal de plomo y las características físicas y químicas del suelo.[6][7]

Entre las fuentes de plomo en aguas superficiales o en sedimentos están la deposición de polvo que lo contiene en la atmósfera, el agua residual de industrias que lo utilizan, agua de escorrentía de centros urbanos y apilamientos de minerales.

Algunos compuestos de plomo son transformados a otras formas de plomo por la luz solar, el aire y el agua. Sin embargo, el plomo elemental no puede ser degradado.[6]

Los niveles de plomo pueden ser más altos en plantas y animales en áreas donde el aire, el agua o el suelo están contaminados con este metal. Si los animales comen plantas u otros animales contaminados, la mayor parte del plomo que consumen pasará a través del tubo digestivo y será eliminada en las heces.[7]

Otros usos de plomo son láminas para techado de viviendas, revestimiento de cables, pigmento en pinturas y barnices para cerámicas, que se sigue utilizando en algunos países en desarrollo. El uso en balas y proyectiles como en plomadas de cañas de pescar se ha reducido debido al daño que causa al medioambiente.

Los compuestos de plomo se utilizan principalmente en la producción de plomo rojo (tetróxido de plomo) por ser resistente a la corrosión, pero también para fabricar pigmentos, tubos de rayos catódicos, estabilizadores de PVC, cerámica y esmaltes (cristal). Además, se utiliza en diversos productos incluyendo: el metal base tradicional de tubos de órgano, las soldaduras para electrónica, electrodos para electrólisis, vidrio para pantallas de ordenadores y televisores, salas de rayos X, como escudo contra la radiación y en otros tiempos, como plaguicida en huertos frutales.[7]

## 5. RESULTADOS DE MONITOREOS

La detección de Pb disuelto en agua es indicador de ingreso reciente de este metal al sistema [2], por ello, su aparición en las estaciones del estuario podría estar indicando la existencia de fuentes cercanas que lo estarían aportando.

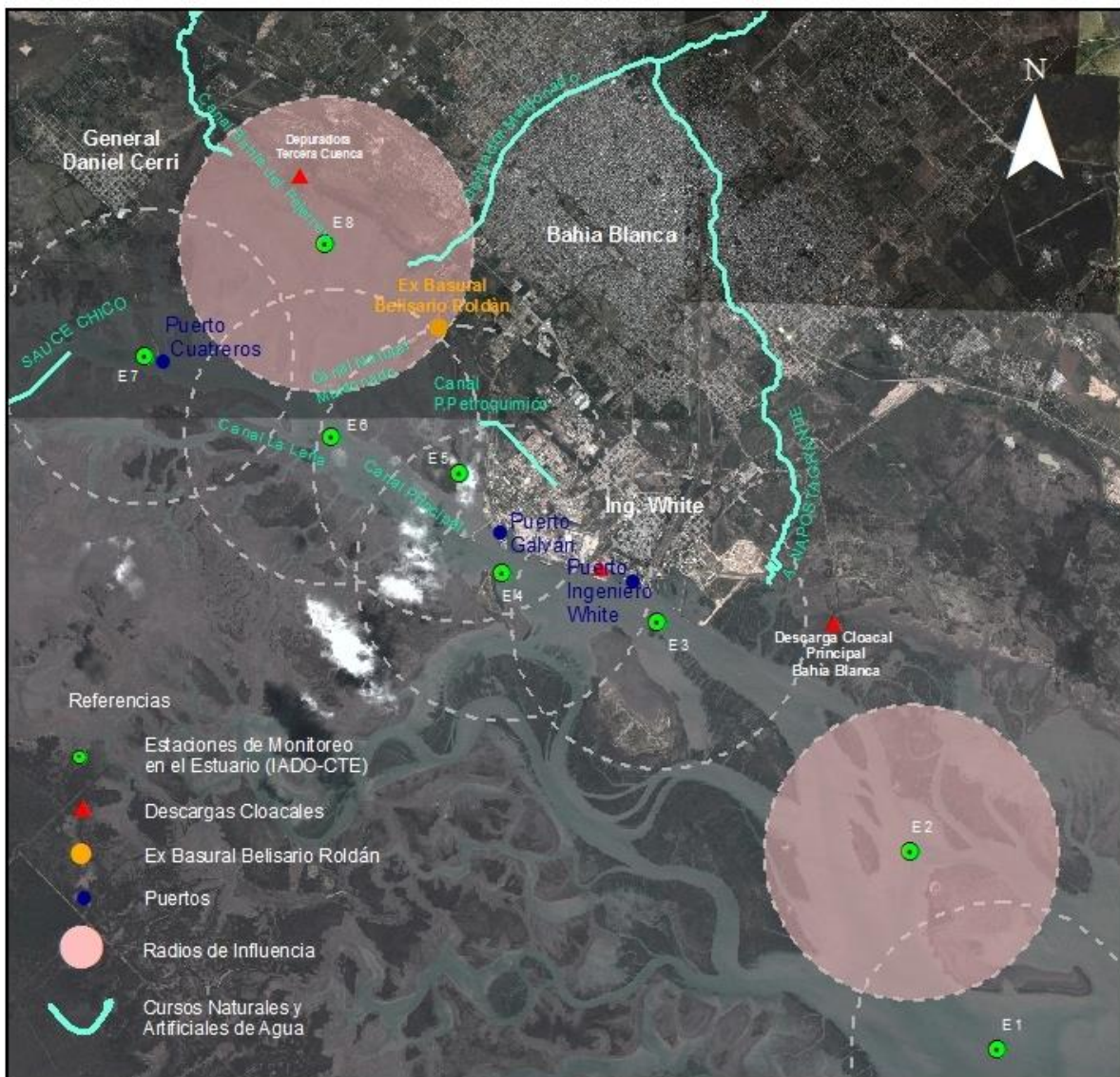
En la Tabla N°1 se muestran los resultados más significativos de análisis de este metal disuelto en aguas del estuario de Bahía Blanca, detectados durante el período 2008-2011. De la misma, se desprende que en todas las estaciones en alguna oportunidad se han dado máximos que superan el valor de Exposición Crónica de la NOAA y/o el Nivel Guía para protección de la vida acuática en agua salada superficial del Decreto N°831/93 (Ley Nacional N° 24.051/91).

Coordenadas Geográficas			38° 52' 34,5" S 62° 10' 59,2" O	38° 50' 24,9" S 62° 12' 14,0" O	38° 47' 54,1" S 62° 15' 48,6" O	38° 47' 22,7" S 62° 18' 0,2" O	38° 46' 12,0" S 62° 20' 29,4" O	38° 45' 54,1" S 62° 20' 25,2" O	38° 45' 1,7" S 62° 23' 2,9" O	38° 44' 50,7" S 62° 19' 54,7" O	
Valor de Referencia (NOAA)		Decreto N° 831/93	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	
Exposición Aguda	Exposición Crónica	Protección vida acuática agua salada superficial	Estaciones del Estuario	Boya 24	Proximidades de Desagüe Cloacal Cuenca Principal	Puerto Ingeniero White	Puerto Calván	Proximidades Descarga Canal Colector Polo Petroquímico	Canal Maldonado	Puerto Cuatros	Proximidades Descarga Cloacal Tercera Cuenca
210 µg/l	8,1 µg/l	10 µg/l	Concentr. Pb disuelto en agua (µg/l)	10,14 (IADO 2011)	9,93 (IADO 2011)	11,81 (IADO 2011)	13,69 (IADO 2011)	10,28 (2009-PIM Adenda 2010)	9,57 (2009-PIM Adenda 2010)	8,77 (2009-PIM Adenda 2010)	16,86 (IADO 2011)
			Fuera del Área de Estudio		9,39 (IADO 2011)	8,27 (IADO 2011)	12,75 (IADO 2011)	10,14 (IADO 2011)	3,31 (20109-PIM Adenda 2010)	4,06 (2010-PIM Adenda 2010)	13,69 (IADO 2011)
								8,05 (IADO 2011)	19,63 (IADO 2011)		13,12 (IADO 2011)
								10,14 (IADO 2011)			

**Tabla N° 1** - Máximos detectados de Pb disuelto en agua del estuario

Considerando que la presencia de metales disueltos en agua es relativamente efímera, que los monitoreos de las estaciones del estuario no son simultáneos con los ejecutados en las descargas y que las corrientes y movimientos de agua producidos por las mareas influyen en la movilidad del Pb, se propone como metodología definir radios de influencia estimados de 3Km para cada estación. Estos radios tienen como fin poder vincular los valores de Pb detectados en las estaciones con las descargas más cercanas, pues como se mencionó su detección implica contaminación reciente. En la Figura N° 3 se pueden visualizar las estaciones de monitoreo sobre el estuario y las áreas que implica el radio de influencia para cada una. En la misma, también se puede observar que las áreas de influencia de algunas estaciones se superponen, lo que en algunos casos permitiría confirmar o descartar estimaciones. Además, se resaltan en color las áreas involucradas por las estaciones E2 y E8 por su cercanía a las descargas urbanas. Se observa como única descarga próxima al radio de la estación E2, la Descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (que recibe los aportes de la Planta Depuradora de Ingeniero White, cuyos efluentes le son derivados); y dentro del radio de la estación E8, la influencia de las descargas de TGS (indirecta a través del Arroyo Saladillo de García), Cloacal Tercera Cuenca, Canal Derivador Maldonado y ex basural Belisario Roldán.

En la Tabla N° 2, se muestran las estaciones de monitoreo del estuario, con sus coordenadas geográficas y las descargas involucradas dentro de dicho área de influencia.



**Figura N° 3** - Zonas de Influencia de las estaciones E2 y E8 en el estuario

A fin de relacionar los resultados de las descargas con los resultados de los monitoreos realizados en el estuario, se seleccionan las estaciones E2 y E8, por ser las más próximas a las descargas de efluentes cloacales (Figura N° 3). En estas estaciones del estuario, como se mencionó precedentemente, las concentraciones de Pb estuvieron en alguna oportunidad, por encima de los niveles de referencia de la NOAA y del Decreto N° 831/93. Si bien, por la no simultaneidad de los monitoreos y por la influencia de los movimientos de corrientes y mareas, no se puede afirmar que los efluentes cloacales son los únicos que aportan Pb, se decide avanzar con una metodología para detectar si existen fuentes de este metal sobre el ejido urbano e identificar a qué cuencas colectoras vuelcan.

Coordenadas Geográficas	38°52'34,5"S 62°10'24,9"O	38°50'24,9"S 62°12'14,0"O	38°47'54,1"S 62°15'48,6"O	38°47'22,7"S 62°18'00,2"O	38°46'12,0"S 62°20'29,4"O	38°45'54,1"S 62°20'25,2"O	38°45'01,7"S 62°23'02,9"O	38°44'50,7"S 62°19'54,7"O
Estaciones del Estuario	E1 Boya 24	E2 Proximidades de Desagüe Cloacal Cuenca Principal	E3 Puerto Ingeniero White	E4 Puerto Galván	E5 Proximidades Descarga Canal Colector Polo Petroquímico	E6 Canal Maldonado	E7 Puerto Cuatrerros	E8 Proximidades Descarga Cloacal 3° Cuenca
Descargas	No analizada por estar fuera del ámbito de aplicación de la Ley Pcia. Bs. As. N° 12.530	Descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca (contiene descargas de Air Liquid - Parque Industrial - Descarga Cloacal Depuradora Ing. White desde 2010)	Profertil - Cargill - Termoeléctrica (Termo M6 y Termo Oleo) - Arroyo Napostá - Descarga Cloacal Depuradora Ing. White (esta última hasta 2010)	LLDPE (Barcaza) - Mega - Profertil - Descarga Depuradora Ing. White (esta última hasta 2010)	Petrobras - LLDPE (Barcaza) - Canal Colector Polo Petroquímico (Descargas de LHC1 - LHC2 - EPE - LDPE - HDPE) - Ex Basural Belisario Roldán (descarga difusa)	Ex Basural Belisario Roldán (descarga difusa)	Río Sauce Chico	Arroyo Saladillo de García (descarga TGS) - Descarga Cloacal 3° Cuenca - Derivador Maldonado - Ex Basural Belisario Roldán (descarga difusa)

Tabla N° 2 - Descargas dentro del área de influencia de cada estación de monitoreo

DESCARGA	Período Evaluado	Caudal Promedio (m <sup>3</sup> /h)	Promedio General de Pb	Percentil mayor de no detectable	Máximo Medido Pb (mg/l)	Mínimo Medido de Pb (mg/l)	Nro de Registros	Nro de Veces superado el máx admisible
EPE <sup>(1)</sup>	2002-2012	10,80	< LD		0,003		22	0
HDPE <sup>(1)</sup>	2001-2012	24,80	< LD		0,004		22	0
LDPE <sup>(1)</sup>	2002-2012	9,10	< LD				17	0
LHC1 <sup>(1)</sup>	2001-2012	54,30	< LD		0,007		37	0
LHC2 <sup>(1)</sup>	2002-2012	26,50	< LD		0,012	0,003	35	0
Petrobras <sup>(1)</sup>	2001-2012	30,40	< LD		0,007	0,002	43	0
TGS <sup>(1)</sup>	2001-2012	5,90	< 0,02				4	0
Cargill <sup>(1)</sup>	2001-2012	34,20	< 0,02				3	0
Mega <sup>(1)</sup>	2001-2012	17,80	< LD		0,005		35	0
Profertil <sup>(1)</sup>	2001-2012	320,30	< LD		0,005	0,002	42	0
Solvay <sup>(1)</sup>	2001-2012	179,70	< LD		0,007	0,003	54	0
Central TermoEléctrica (M6) <sup>(1)</sup>	2007-2012	56707,70	< 0,02				4	0
Central TermoEléctrica (Oleo) <sup>(1)</sup>	2008-2012	19,30	< 0,02				3	0
Cloacal 3° Cuenca <sup>(1)</sup>	2009-2012	400*	< LD		0,010		15	0
Cloacal Cuenca Principal <sup>(1)</sup>	2011-2012	1750*	(2)	0,01	0,030	0,012	20	0

(1) Máximo Admisible de Pb para Legislación Vigente Según Cuerpo Receptor: 0,1 mg/l

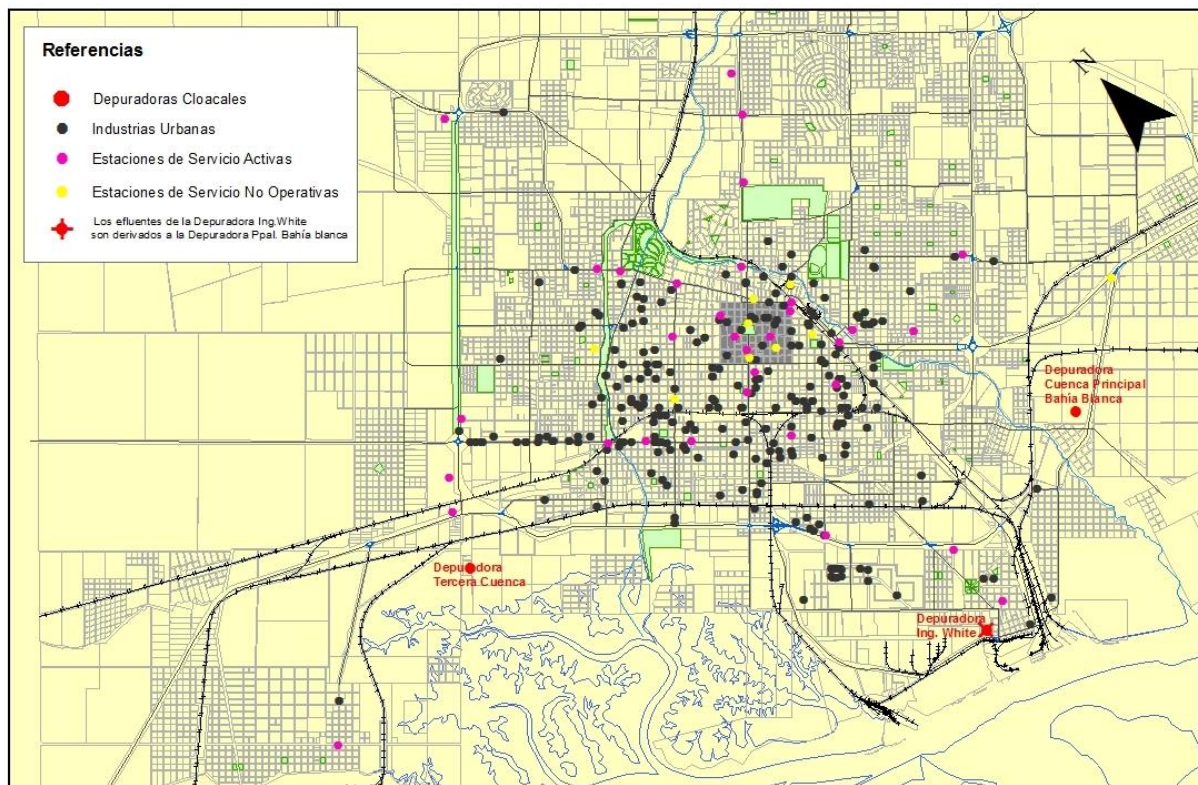
(2) Valor representativo: percentil múltiplo de 5 superior al porcentaje de no detectables (ND). ND entre el 50% y el 90%

Tabla N° 3. Resumen comparativo de resultados de Pb en descargas industriales



## 6. POSIBLES FUENTES APORTANTES DE PLOMO SOBRE LAS CUENCAS COLECTORAS URBANAS

En función de lo enunciado en el marco teórico sobre fuentes y productos que pueden aportar Pb, de las 290 industrias posibles aportantes de metales que se encuentran establecidas sobre el ejido urbano, geoposicionadas automática o manualmente, se seleccionaron 158 que podrían aportar Pb en sus efluentes. A ellas deben sumarse 42 estaciones de servicio de la ciudad, de las cuales 33 están en funcionamiento y otras 9 no operativas (Figura N° 4).



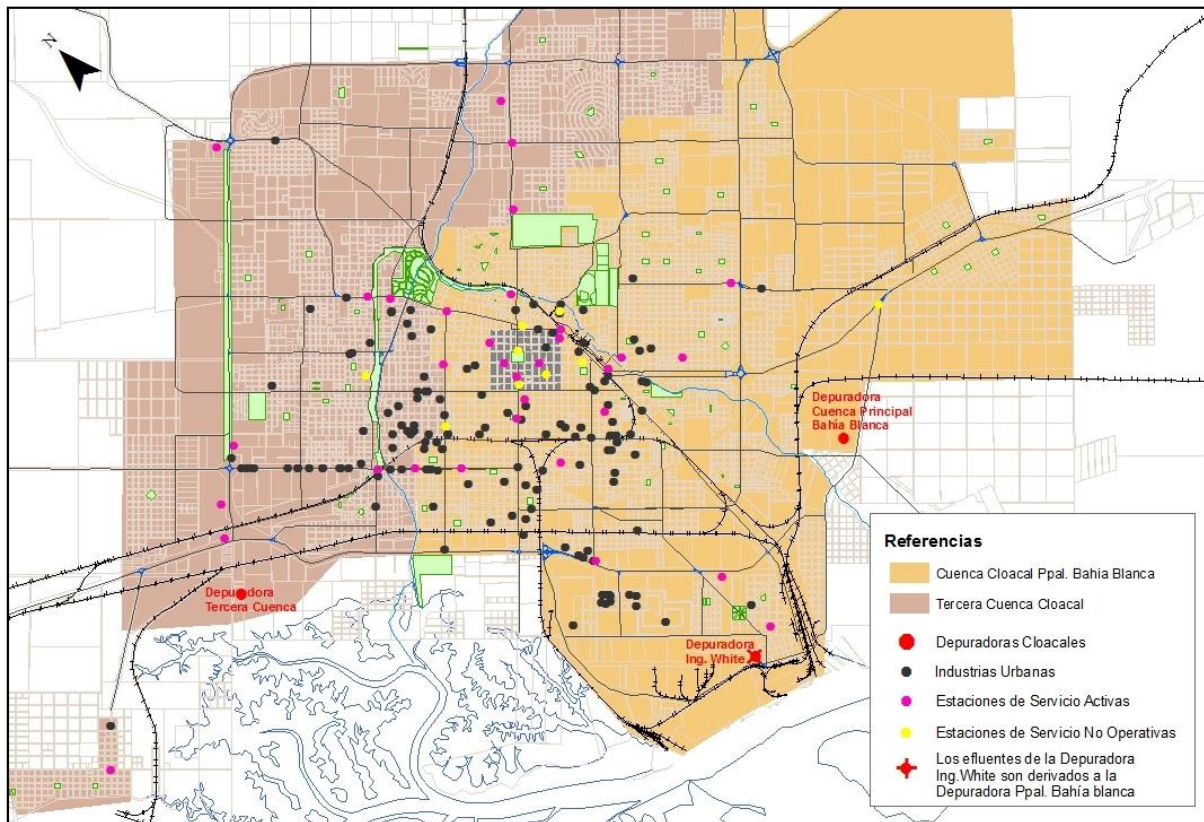
**Figura N° 4** - Industrias y estaciones de Servicio geocodificadas (posibles aportantes de metales) -Fuente: Departamento de Catastro Municipalidad de Bahía Blanca

Sobre el área de la ciudad de Bahía Blanca actualmente existen dos cuencas cloacales que recogen los efluentes urbanos e industriales y los conducen a dos plantas depuradoras operativas, la Planta Depuradora Cuenca Principal Bahía Blanca y la Planta Depuradora Tercera Cuenca (Figura N° 5). No se destaca en la figura la cuenca Planta Depuradora de Ingeniero White, pues ésta actualmente envía sus efluentes a la primera planta mencionada.

Se asocian a la Cuenca Principal Bahía Blanca 105 industrias y 29 estaciones de servicio que representan un 66% y 69% respectivamente. En tanto que vuelcan a la Tercera Cuenca 53 industrias y 13 estaciones de servicio, con el 34% y 31% respectivamente (Tabla N° 4).

No se accedió a resultados de análisis de efluentes de las descargas industriales ubicadas en el ejido urbano ni de las estaciones de servicio. Por tal motivo, no se pudo confirmar si se

detecta Pb en los efluentes de las mismas. Sin embargo, su identificación mediante un SIG orienta el control específico de Pb en las mismas.



**Figura N° 5** - Posibles descargas de Plomo a las Cuencas Cloacales de Bahía Blanca -Fuente: Departamento de Catastro Municipalidad de Bahía Blanca

Cuencas	N° Industrias	% Industrias	Estaciones de Servicio	% Estaciones de Servicio	Totales	Totales %
Cuenca Principal Bahía Blanca	105	66%	29	69%	134	67%
Tercera Cuenca	53	34%	13	31%	66	33%
Totales	158	100%	42	100%	200	100%

**Tabla N° 4** -Porcentajes de Industrias aportantes de Pb al Estuario de Bahía Blanca

## 7. CONSIDERACIONES FINALES

Este documento sólo presenta una metodología que mediante la utilización de un SIG, permitiría indagar sobre la procedencia de un metal cuando este aparece disuelto en aguas de un recurso natural. La técnica propuesta, no pretende reemplazar a los modelos matemáticos que contemplan las corrientes y movimientos de marea, sino brindar una herramienta de visualización rápida de las descargas más cercanas a cada estación, posibles fuentes de aporte

del metal detectado. Se focaliza en la identificación de las posibles fuentes de aporte de un metal sobre las cuencas colectoras del ejido urbano de una ciudad.

Para aplicar la metodología propuesta es necesario contar con un marco teórico respecto a productos y fuentes que contienen al metal a fin de filtrar las industrias que podrían contenerlo en sus efluentes; considerar que la presencia de este metal en agua es indicadora de ingreso reciente al sistema (pues esta fase de los compuestos metálicos es efímera y se desplaza rápidamente hacia otros compartimientos del mismo); no descartar el efecto de las corrientes y en algunos casos mareas, para estimar los posibles radios de influencia; contemplar la legislación internacional, nacional y local correspondiente que incluya estándares de calidad para el metal, tanto para el cuerpo receptor como para el vuelco de efluentes; contar con una tipificación ordenada de los rubros de cada industria indicando el proceso que involucra cada actividad para hacer más ágil la identificación de aquellas que podrían aportar el metal a la colectora cloacal, y la información que permita su geoposicionamiento para obtener un mapa completo de las descargas, así como de la derivación a las distintas cuencas colectoras urbanas.

En el caso particular del Pb que aparece disuelto en aguas del estuario, en las dos estaciones monitoreadas cercanas a las descargas cloacales, al aplicar la metodología se pudo observar que de las 158 industrias identificadas dentro de la ciudad que podrían ser aportantes de Pb, el 66% se encuentra dentro de la Cuenca Cloacal Principal Bahía Blanca y el 34% se ubica en el área de la Tercera Cuenca. Además, de las 42 estaciones de servicio el 69% se asocia a la Cuenca Principal Bahía Blanca y el 31% se ubica en la Tercera Cuenca. Coincidentemente con la mayor detección de Pb en los efluentes de la Cuenca Principal Bahía Blanca, es superior el porcentaje de industrias y estaciones de servicio localizadas en dicha cuenca. Además, se detectan valores superiores a los establecidos por la NOAA en la estación del estuario cercana E2 (denominada precisamente Descarga Cloacal principal Bahía Blanca, por la influencia que recibe de esta).

Para confirmar cuáles son realmente las descargas que aportan Pb, se deberían realizar monitoreos de control y seguimiento de los efluentes de cada una de las identificadas.

Esta propuesta podría mejorar sus resultados si se lograra una base de datos actualizada en el SIG, que facilite la ubicación de las fuentes aportantes de diferentes contaminantes para lograr un seguimiento más efectivo.

## 8. REFERENCIAS

- [1] Municipalidad de Bahía Blanca - Comité Técnico Ejecutivo. Programas Integrales de Monitoreo. (2005 a 2012). En:  
<http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/>
- [2] Instituto Argentino de Oceanografía - Universidad Nacional del Sur. Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca - Informe Final. (2008 - 2011). Bahía Blanca. Argentina. En:  
<http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio-ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/informes-medioambientales/>



- [3] Buchman, M.F. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pp. (2008).
- [4] Instituto Nacional de Estadísticas y Censo - INDEC. Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2010. Tablas por provincias - Provincia de Buenos Aires por partido - Población; Hogares con desagüe cloacal; Hogares con instalación sanitaria con descarga de agua.(2010). Fecha de actualización: 08/11/2012. En:  
<http://www.indec.mecon.ar>
- [5] Cifuentes O, Escudero D, Ricciuti N, Medus S, Devoto B. Aportes de Plomo al Estuario Bahiense. Primer avance. En E-book: Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina. Tomo II Contribuciones del IV Congreso PROIMCA y II Congreso PRODECA. Puliafito, Allende, Panigatti (Eds). ISBN 978-950-42-0150-2. Páginas 189 a 206. Universidad Tecnológica Nacional. (2013). En:  
[http://sicyt.scyt.rec.utn.edu.ar/scyt/proimca/LIBRO\\_COMPLETO\\_2013.pdf](http://sicyt.scyt.rec.utn.edu.ar/scyt/proimca/LIBRO_COMPLETO_2013.pdf)
- [6] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ASTDR). Plomo. CAS#7439-92-1. (2007). En: [http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs13.html](http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html)
- [7] Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Análisis del flujo del comercio y revisión de prácticas de manejo ambientalmente racionales de productos conteniendo cadmio, plomo y mercurio en América Latina y el Caribe. United Nations Environment Programme (UNEP). (2010). En:  
[http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead\\_Cadmium/docs/Trade\\_Reports/LAC/Trade\\_report\\_LAC\\_Spanish\\_and\\_English.pdf](http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Trade_Reports/LAC/Trade_report_LAC_Spanish_and_English.pdf)



## ANÁLISIS DE LA EFICIENCIA DE MEMBRANAS PARA ÓSMOSIS INVERSA USADAS EN POTABILIZACIÓN DE AGUAS CON ALTO CONTENIDO DE ARSÉNICO

Muscia, Lucas<sup>1\*</sup>; Flores, Federico<sup>1</sup>; Sanagi, Tanashi<sup>1</sup>; Lan, Luis<sup>1</sup>; Rafaelli, Hernán<sup>1</sup>; Gauna, Nahuel<sup>1</sup>; Caserotto, Florencia<sup>1</sup>; Gottardo, Marcelo<sup>1</sup>; Olivero, Marcelo<sup>1</sup>; Scurati, Carlos<sup>1</sup>; Dominighini, Claudio<sup>1</sup> y Cataldi, Zulma<sup>2</sup>

1: PID Membranas de osmosis inversa para aguas con alto contenido de arsénico (25/C136)

Facultad Regional Buenos Aires  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano 951 of 207 - C1179AAQ CABA  
lmuscia@frba.utn.edu.ar

**Resumen** *La ósmosis inversa (OI), es una forma de tratamiento de aguas que con ayuda de una membrana con microporos que impiden el paso y la acumulación de contaminantes que podrían dañarla. Con los objetivos de a) Analizar la estructura físico-químico de las membranas actuales para potabilización de agua por OI, b) Ensayar sus propiedades, c) Optimizar sus características y d) Diseñar nuevas membranas con características tecnológicas mas eficientes y duraderas, el equipo de desarrollo interdisciplinario (ingeniería mecánica, química y textil) logró establecer las variables de trabajo para el diseño de las membranas. Se realizaron diversos ensayos y se llevaron a cabo mediciones y experimentos para el diseño de nuevas membranas y se analizó la efectividad en la retención del arsénico, empleando un equipo portátil. Mediante los análisis se pudo revelar la forma de las fibras y los tejidos que constituyen el conjunto de la columna de osmosis inversa. Se comprobó que la membrana no tiene una estructura geométrica definida y repetitiva y no existe una secuencia geométrica estructural, ni diámetro de poro. A partir de este análisis se buscó establecer la relación entre la composición y la estructura de las membranas con la eficiencia requerida de adsorción de Arsénico.*

**Palabras Clave:** ósmosis inversa, membrana, contaminación, arsénico.

### 1. INTRODUCCIÓN

Con el crecimiento de la población mundial, la demanda de agua dulce ha aumentado, si se suma a esto el crecimiento industrial, el tratamiento de aguas y efluentes se ha transformado en algo importantísimo para el normal desarrollo de esta sociedad. Es por esta razón que se ha declarado al agua como un recurso escaso, de acuerdo a la ubicación y sus recursos económicos los distintos países, adoptan distintas técnicas de tratamientos de efluentes y aguas. Por ejemplo, en países donde la energía es barata, se opta por tratamientos como la evaporación de aguas salobres, en otros países ricos en aguas subterráneas se opta por el tratamiento de intercambio iónico. Con el desarrollo de la tecnología actual, se han creado nuevas alternativas para el tratamiento de aguas y efluentes, esta alternativa es la ósmosis

inversa la cual ha tenido un desarrollo masivo en el campo de la desalación de aguas salobres, sobre todo en el campo industrial, reemplazando o complementando a los métodos anteriores, ya que es un método no excluyente de los otros, en algunos países se ha transformado en la única opción factible [1].

En el presente artículo se describe esta técnica, algunas de sus aplicaciones, las ventajas y desventajas respecto de los otros métodos existentes para tratamientos de aguas y se explican las condiciones en que opera la ósmosis inversa, como una solución para muchos de los problemas sobre abastecimientos de aguas y tratamiento de efluentes que hoy aquejan a poblaciones e industrias de todas partes del mundo.

## **2. HISTORIA**

El proceso de osmosis inversa (OI) fue desarrollado hace unos 40 años, como proceso industrial y en grandes plantas de desalinización de agua de mar. En los procesos industriales se emplean presiones muy elevadas, dependiendo del tipo de agua a tratar, (desde 200 hasta 800 libras/pulgada cuadrada) para separar los sólidos disueltos.

El físico francés Nollet en 1748 experimentó con el fenómeno de la osmosis, al observar que el agua se difundía espontáneamente a través de una membrana de vejiga de cerdo hacia una cámara paralela conteniendo alcohol. Pfeffer en 1877 realizó experimentos cuantitativos y empleó membranas artificiales, seguían consolidándose las bases para la ósmosis inversa. Durante los 200 años siguientes este interesante concepto y su contrapartida la osmosis inversa, no tuvo demasiadas aplicaciones tecnológicas relevantes.

A mediados de la década de 1950 los trabajos de Sourirajan y otros de la Universidad de Los Ángeles, adelantaron la tecnología de OI, hasta el punto que en 1958 pudieron fabricarse membranas artificiales, que es nuestro tema de análisis y desarrollo [2].

## **3. ÁREA DE ESTUDIO**

La investigación se centra en la Provincia de Santa Fe, bajo un clima subtropical húmedo, con balance hídrico positivo y una temperatura media anual de 17 °C en su región central. Su superficie es de 133.000 Km<sup>2</sup>. Forma parte de la gran llanura chaco-pampeana; su territorio ocupa sectores orientales del Chaco, de la Pampa Norte y de la Pampa Sur, y una faja perteneciente a la Mesopotamia (la llanura aluvial del Paraná). El sistema tectónico de la provincia y áreas vecinas pertenece a un ante-país distal con fracturas de compresión de pocos metros de rechazo.

En forma muy simple, se puede expresar que la naturaleza del agua del acuífero depende de las formaciones geológicas del subsuelo; la capa freática es de caudal reducido, y junto con las lagunas depende en su calidad de la unidad geomorfológica local; y el sistema fluvial depende en general de climas y relieves localizados fuera de la provincia.

En la localidad de Venado Tuerto, donde se centra el eje de esta investigación, la principal fuente de agua para uso doméstico proviene de su planta potabilizadora que utiliza aguas subterráneas como principal fuente, esta agua tiene aparejado contaminantes naturales provenientes de su formación geológica. El contaminante más serio para la sociedad es el

arsénico, el cual produce la enfermedad de HACRE (Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico) [3].

El arsénico es uno de los componentes más difíciles de separar por las tecnologías tradicionales de la purificación de agua, en esta región se utiliza la ósmosis inversa para poder lograr la separación de los contaminantes del agua destinada para el consumo de la sociedad [4].

#### **4. PRINCIPIO DE LA OSMOSIS INVERSA**

La ósmosis inversa consiste en separar un componente de otro en una solución, mediante las fuerzas ejercidas sobre una membrana semi-permeable. Su nombre proviene de "osmosis", el fenómeno natural por el cual se proveen de agua las células vegetales y animales para mantener la vida.

En el caso de la ósmosis, el solvente (no el soluto) pasa espontáneamente de una solución menos concentrada a otra más concentrada, a través de una membrana semi-permeable. Entre ambas soluciones existe una diferencia de energía, originada en la diferencia de concentraciones. El solvente pasará en el sentido indicado hasta alcanzar el equilibrio. Si se agrega a la solución más concentrada, energía en forma de presión, el flujo de solvente se detendrá cuando la presión aplicada sea igual a la presión osmótica aparente entre las dos soluciones. Esta presión osmótica aparente es una medida de la diferencia de energía potencial entre ambas soluciones. Si se aplica una presión mayor a la solución más concentrada, el solvente comenzará a fluir en el sentido inverso. Se trata de la ósmosis inversa. El flujo de solvente es una función de la presión aplicada, de la presión osmótica aparente y del área de la membrana presurizada [5].

Los componentes básicos de una instalación típica de ósmosis inversa consisten en un tubo de presión conteniendo la membrana, aunque normalmente se utilizan varios de estos tubos, ordenados en serie o paralelo. Una bomba suministra en forma continua el fluido a tratar a los tubos de presión, y, además, es la encargada en la práctica de suministrar la presión necesaria para producir el proceso. Una válvula reguladora en la corriente de concentrado, es la encargada de controlar la misma dentro de los elementos (se denominan así a las membranas convenientemente dispuestas).

En la actualidad podemos encontrar tres configuraciones de membranas: de elemento tubular, de elemento espiral y de elemento de fibras huecas. Más del 60% de los sistemas de ósmosis inversas instalados en el mundo trabajan con elementos en espiral debido a dos ventajas apreciables: relación área de membrana/volumen del elemento y diseño, que permite ser usado sin dificultades de operación en la mayoría de las aplicaciones, ya que admite un fluido con una turbiedad más de tres veces mayor que los elementos de fibra hueca.

Este elemento fue desarrollado a mediados de la década del 60, bajo contrato de la oficina de aguas salinas. En la actualidad estos elementos se fabrican con membranas de acetato de celulosa o poliamidas y con distinto grados de rechazo y producción.

Actualmente las membranas de ósmosis inversa están construidas en base a los polímeros como: acetato de celulosa, poliamidas, película delgada de TFM copolímero del

tetrafluoretileno y una pequeña cantidad del perfluoro (éter de propil vinilo). En muchos casos no se conoce con precisión su estructura física y textil.

Cuando se utiliza ósmosis inversa, ciertos contaminantes son removidos más efectivamente que otros tales como: los iones polivalentes son removidos más fácilmente (en un 99%) que los monovalentes (por ejemplo sodio en un 90%). Los componentes orgánicos de alta masa molecular son removidos efectivamente, mientras que los de menor tamaño pasan a través de la membrana. Los gases pasan fácilmente a través del sistema de ósmosis inversa y afectan la pureza del agua. Debido al gran tamaño de las bacterias y los pirógenos, la ósmosis inversa remueve efectivamente el 99% de las mismas.

Dependiendo del material de constitución de la membrana, la calidad y la cantidad del agua producida a través de esta tecnología se verán afectadas. Cada uno de los materiales de las membranas exige ciertos requisitos respecto del agua de entrada, los que se deben a fin de que la membrana cumpla la vida útil estimada. Los factores que más afectan al material de constitución de la membrana son: la temperatura, el pH, las bacterias, el cloro libre y el índice de saturación de Langlier.

El índice de saturación de Langlier, es la medida de la tendencia del agua a formar incrustaciones sobre las superficies por donde pasa y que se debe calcular en todos los casos para su consideración ya sea positivo o negativo.

Cuando se calcula el índice de Langlier, se deben medir algunas características del agua de entrada, como son: temperatura del agua, sólidos totales ionizados, dureza del calcio, alcalinidad y pH. Si el índice es positivo, se considera que el agua de alimentación tiene un alto potencial a formar incrustaciones y puede dañar la membrana. Si este es el caso, se requiere de un pre tratamiento del agua antes de entrar al sistema de ósmosis inversa. Las membranas de acetato de celulosa pueden ser afectadas por la presencia de bacterias. Si el agua de suministro no se encuentra suficientemente clorada, será necesario un pre tratamiento con inyección de cloro para evitar daños causados por bacterias.

Por otra parte, las membranas poliamidas, no son afectadas por bacterias, pero pueden ser destruidas por el cloro y otros agentes oxidantes. En estos casos, el agua de entrada debe ser pre tratada para remover el cloro y los otros componentes dañinos.

Para remover el cloro se puede usar carbón en forma efectiva, mientras que para remover otros agentes oxidantes se puede usar una inyección de bisulfato de sodio.

La temperatura y la presión también pueden afectar el modo de operación de un sistema de ósmosis inversa. La temperatura del agua de entrada (a 25 °C) influye la cantidad de agua que una determinada membrana es capaz de producir. Por cada °C que ésta disminuya por debajo de 25°C, habrá una reducción del 3% en la cantidad de agua producida, por lo cual en la mayoría de los casos se recomienda ajustar la temperatura del agua de entrada. Cuando las temperaturas superan los 35°C, se producirán daños en la mayoría de las membranas, por lo que resulta necesario medir la cantidad adecuada de agua de entrada y su temperatura.

La membrana requiere que el agua a tratar no contenga cantidades excesivas de material coloidal, en especial materia orgánica. En la nano filtración, la eficiencia de remoción del arsénico alcanza a 90% [6].

La presión del agua de entrada puede afectar tanto la cantidad como la calidad del agua producida en el sistema de ósmosis inversa. Las presiones altas (hasta de 400 psig ó 7.2 bar),

no causarán daños en las membranas y por otra parte, la efectividad de la membrana para remover impurezas a bajas presiones de operación se verá reducida.

Un sistema de ósmosis inversa, que opera a 200 psig (13.6 bar), tendrá mayor calidad (entre un 5 y 10%) comparado con su operación a 60 psig (4.1 bar). Por debajo de 50 psig (3.4 bar), la calidad se afecta rápidamente y la cantidad de agua producida también se afecta por la presión, ya que generalmente, cuando más baja es la presión, menor será la cantidad de agua pura producida. Viraraghavan, Subramanian y Swaminathan [7] observaron que con diferentes tipos de membrana las remociones de As+3 y As+5 pueden variar entre 46 y 75% para concentraciones iniciales de As+3 de 0,04-1,3 mg/l. A concentraciones de 0,11-1,9 mg/l con el mismo tipo de membrana, se obtiene mayor eficiencia en la remoción del As+5 (98-99%)

Las principales desventajas del método son las bajas tasas de recuperación de agua (10-20%), la necesidad de operar a presiones bastante altas, los costos de operación altos, el agua tratada tiene muy bajos niveles de sólidos disueltos, lo que le confiere características corrosivas y bajos niveles de micronutrientes importantes para la salud humana.

## **5. ENSAYOS Y ANÁLISIS DE LAS MEMBRANAS COMERCIALES DE OSMOSIS INVERSA.**

Se procedió tomando muestras de membranas comerciales con el fin de analizarlas tanto física como químicamente esperando poder obtener resultados significativos que nos puedan revelar la estructura y disposición de los tejidos y fibras de las capas que forman la membrana propiamente dicha.

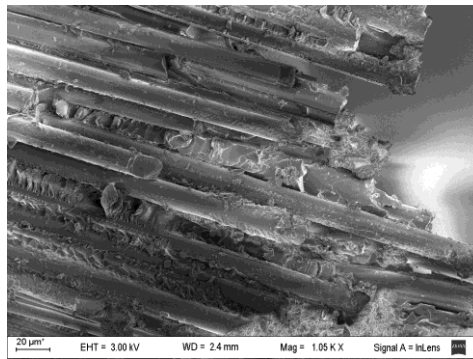
Estas membranas están formadas por distintas capas enrolladas en forma espiralada sobre un caño soporte el cual tienen orificios por donde egresa el producto. Las capas tienen funciones diferentes, como ser, la capa llamada malla de alimentación es por donde ingresa el agua a tratar, luego se encuentra la capa de membrana propiamente dicha, luego le sigue la malla de producto que es la responsable de transportar el líquido purificado, y por debajo de esta se encuentra otra capa de membrana y así se repite la secuencia a lo largo del espiral.

Se tomaron muestras de todas las capas, incluyendo la capa exterior de empaquetamiento de las mallas de la membrana, que luego se sometieron a análisis físicos y químicos de dichas muestras.

### **5.1. Análisis Físico**

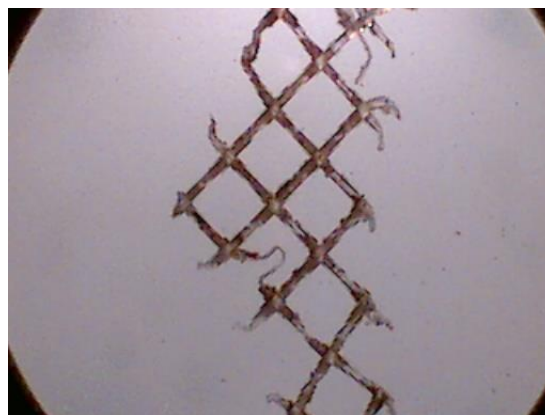
El análisis físico se llevó a cabo mediante microscopía electrónica, en la cual se utilizó un microscopio de barrido electrónico de marca ZEISS modelo SUPRA 40, el cual permitió estudiar la estructura interna de todas las muestras.

Se procedió a analizar la cobertura de empaquetamiento (figura 1) la cual reveló una estructura muy compacta y dura, en la que se observan largas fibras ordenadas longitudinalmente entre estas se aprecia unos sedimentos los que actúan como ligando entre estas fibras dándole resistencia mecánica y resistencia estructural al conjunto en sí.



**Figura 1:** Cubierta exterior (1.05 Kx)

Se continuó el análisis de la capa que está por debajo. Esta capa es conocida como malla de alimentación, (figura 2) la cual es donde ingresa el agua a ser tratada. Esta capa aporta un medio de soporte para las membranas propiamente dichas y también aporta un medio fluido dinámico a la columna, ya que genera turbulencias las cuales son ventajosas para ayudar a la penetración en la membrana propiamente dicha. Es una malla sintética, posiblemente fabricada con una maquina multi axial utilizadas en geo textiles.



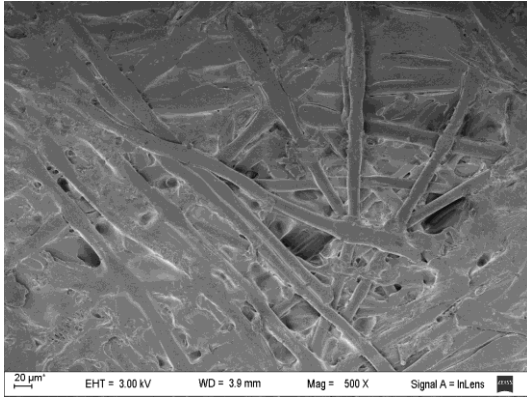
**Figura 2:** Malla de alimentación

Luego se continuó con el análisis de las membranas propiamente dichas, las cuales revelaron una estructura de fibras entrecruzadas, en las que el objetivo fundamental de análisis de la membrana semipermeable fue conocer el diámetro de poro estimado, lo cual al ser una estructura de fibras desordenadas y sin ninguna disposición geométrica repetitiva, no se puede saber con certeza el diámetro de poro ya que estas fibras pueden ser vistas abiertamente en las capas superiores, pero luego son cerradas a medida que se va adentrando a la misma, por medio de otros ensayos físicos, se conoce que el rango de los diámetros de poro estimado esta alrededor de 0,0007 a 0,01 micras.

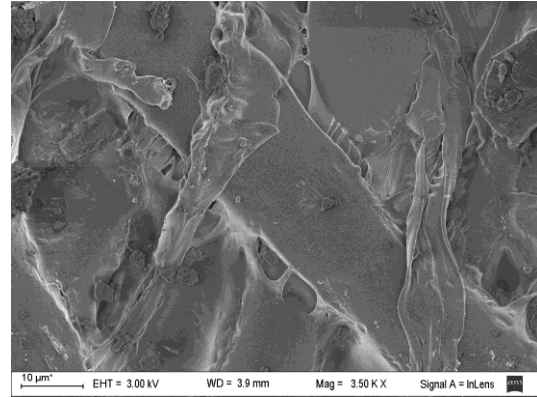
En las figuras 3 y 4 se puede observar el entrecruzamiento de las fibras de la membrana de celulosa semipermeable, las cuales fueron necesarias para el estudio y la evaluación de los



diámetros de poro de la membrana, pudiendo concluir que no podemos dar datos precisos del diámetro de poro con lo cual se planea en el próximo análisis proceder con ensayos de cálculo de porosidad en sólidos celulósicos.

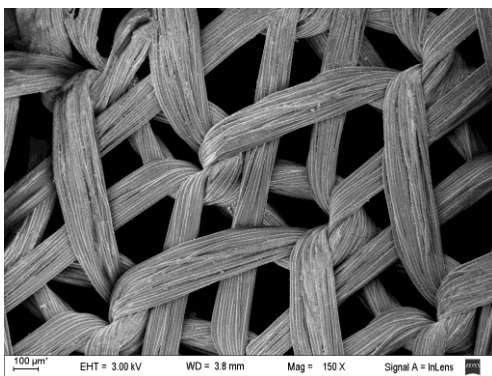


**Figura 3.** Membrana semipermeable (500x)

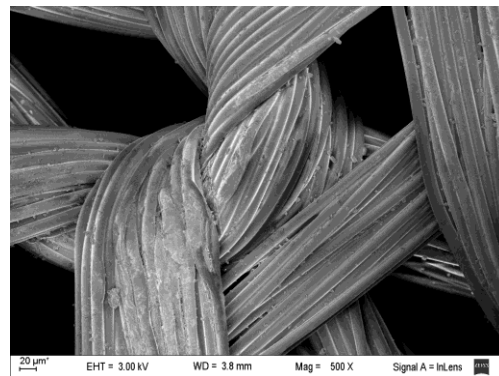


**Figura 4.** Membrana semipermeable (3.50 Kx)

Luego se procedió con el análisis de la capa llamada malla de producto, que es una lámina entretejida de filamentos con propiedades textiles. Esta capa es la involucrada en trasladar el agua tratada por la membrana semipermeable y transportada por medio de esta capa hacia el tubo interno que es el llamado tubo de producto. En las figuras 5 y 6 se observa la estructura y los puntos utilizados en la confección de la malla de producto. Estas mallas pueden ser tanto como poliamida como el acetato ya que ambas son fibras con buena migración y se observan distintas secciones transversales las que son las responsables del traslado del agua.



**Figura 5** malla de producto (150x)



**Figura 6** malla de producto (500X)

## 5.2. Análisis Químico

Una vez realizado el análisis físico, se procedió hacer el análisis químico de las muestras, mediante un análisis espectral. Para la realización del análisis espectral hay que seleccionar una zona donde se quiere conocer la composición química y el equipo realizara un análisis

espectral dando como resultado un grafico con los picos de los elementos encontrados en el área seleccionada.

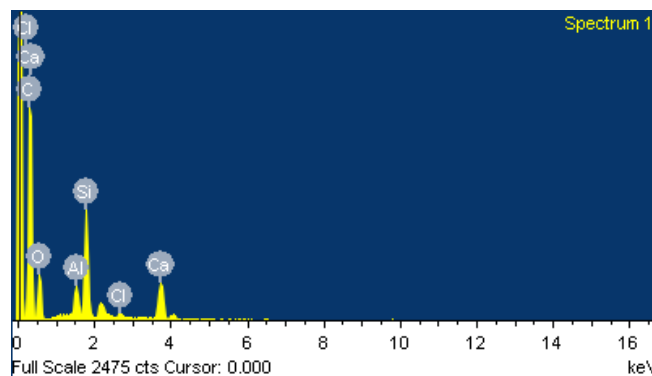
Para la selección del área, se tomó una zona representativa del total de la membrana, para así obtener un resultado significativo de la composición porcentual de los elementos químicos de la muestra.

Se procedió analizar la capa de la cubierta exterior, la cual se analizó una parte representativa del total de la muestra como se muestra en la figura 7.



**Figura 7.** Espectroscopía de la cubierta exterior.

Una vez analizada esta sección de la muestra, el equipo arroja los picos correspondientes de los elementos químicos de la membrana como se puede ver en la figura 8.



**Figura 8.** Picos correspondientes a los elementos composicionales de la capa exterior.

A continuación se presenta una tabla 1 con los porcentajes máxicos de cada componente encontrado en la muestra con sus respectivos estándares.

Estándar:

C como  $\text{CaCO}_3$

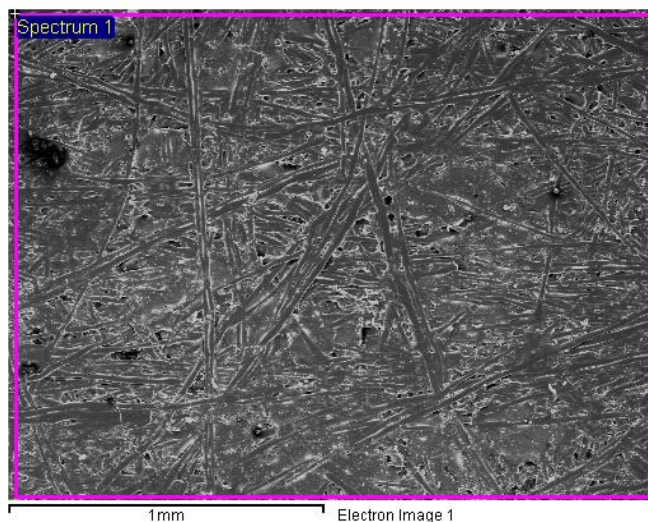
O como SiO<sub>2</sub>  
 Al como Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>  
 Si como SiO<sub>2</sub>  
 Cl como KCl  
 Ca como Wollastonite

Elemento	Weight%	Atomic%
C	64.36	74.18
O	23.69	20.50
Al	1.65	0.85
Si	6.15	3.03
Cl	0.26	0.1
Ca	3.89	1.35
<b>TOTAL</b>	100	

**Tabla 1.** Porcentajes másicos de componentes capa exterior

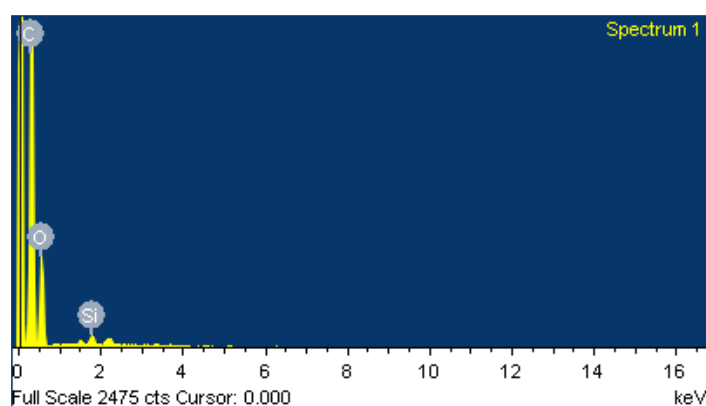
## 6. RESULTADOS

Luego se procedió analizar las muestras de las membranas semipermeables con las cuales se procedió de la misma manera que la muestra detallada anteriormente, en el la figura 9 se puede observar la muestra y el sector donde se realizó el análisis espectroscópico, en este caso se amplió el sector donde se realiza el análisis espectral, el cual arrojó los siguientes resultados:



**Figura 9.** Sección a realizar el análisis espectral de la capa de membrana semipermeable.

En la figura 10 se pueden ver los picos correspondientes de los elementos de la membrana semipermeable.



**Figuran 10.** Picos correspondientes a los elementos de la membrana semipermeable.

A continuación se presenta la tabla 2 con los porcentajes máxicos de cada componente encontrados en la muestra con sus respectivos estándares.

Estándares:

C como  $\text{CaCO}_3$

O como  $\text{SiO}_2$

Si como  $\text{SiO}_2$

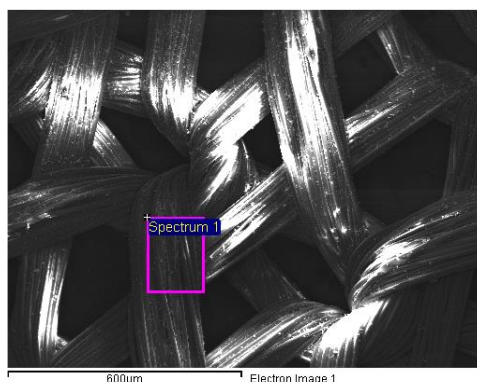
Elementos	Weight %	Atomic %
C	61.37	68.0
O	38.27	31.83
Si	0.36	0.17
<b>TOTAL</b>	100	

**Tabla 2.** Porcentajes máxicos de cada componentes membrana semipermeable

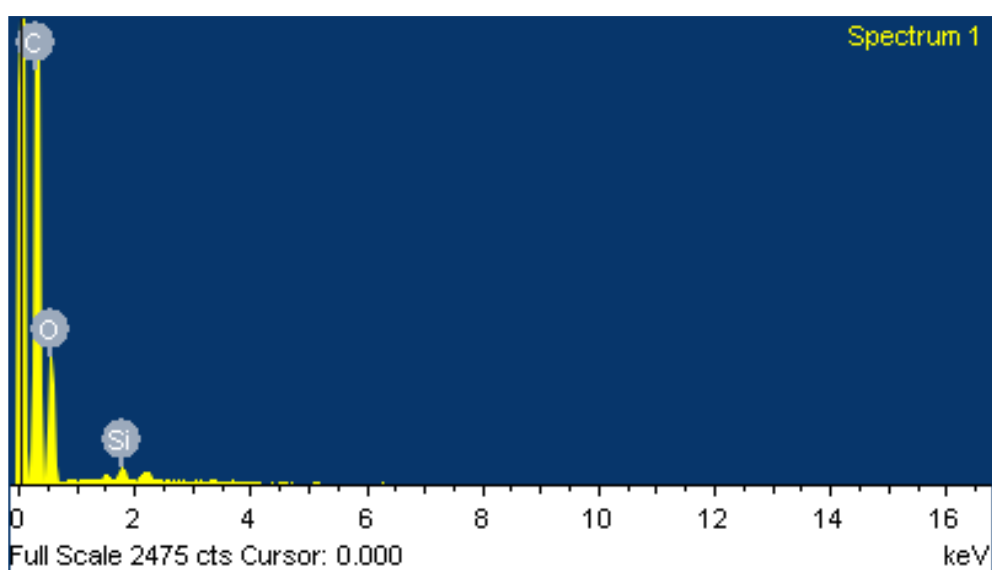
Por último se procedió a analizar la capa de la Malla de Producto, en la cual se procedió análogamente a las otras 2 muestras.

En la figura 11 se observa donde se seleccionó la zona donde se analizara la malla de producto, la cual se muestra a continuación.

En la figura 12 podemos ver los picos correspondientes de los elementos de la malla de producto.



**Figura 11.** Sección a realizar el análisis espectral de la Malla de Producto. }



**Figura 12.** picos correspondientes a los elementos de la Malla de Producto.

A continuación se presenta la tabla 3 con los porcentajes máxicos de cada componente encontrado en la muestra con sus respectivos estándares.

Estándares:

C como  $\text{CaCO}_3$

O como  $\text{SiO}_2$

Si como  $\text{SiO}_2$

Elementos	Weight %	Atomic %
C	60.38	67.14
O	39.05	32.59
Si	0.57	0.27
TOTAL	100	

**Tabla 2** Porcentajes máxicos de la Malla de Producto

## 7. CONCLUSIONES

Mediante los análisis que se realizaron a las muestras de la membrana de ósmosis inversa, pudimos revelar alguna de las propiedades y forma de las fibras y tejidos que constituyen el conjunto de la columna de osmosis inversa. Uno de los principales problemas fue que la capa de la membrana propiamente dicha, no tiene una estructura geométrica definida y repetitiva, al contrario, es una estructura de largas fibras entrelazadas, las cuales, al no estar uniformemente distribuidas, se hace imposible determinar una secuencia geométrica estructural, no pudiendo determinar el diámetro de poro de dicha membrana. En los próximos estudios se realizarán análisis para determinación de porosidad en sólidos que sean viables para el cálculo en la porosidad en la membrana semipermeable.

El análisis químico de la membrana semipermeable, arroja unos leves porcentajes de silicio (medido como óxido de silicio) el cual proviene del agua subterránea, este silicio proviene de arena que es uno de los problemas más importantes a la hora del deterioro de la membrana, ya que a la alta presión de operación de la operación unitaria, rompe la membrana haciendo que pase un porcentaje de agua sin tratar por esos orificios. También se pueden observar estos sedimentos de silicio en las muestras de la malla de producto, las cuales tienen porcentajes similares de retención del silicio que traspaso la membrana de osmosis inversa.

Este es uno de los propósitos a mejorar en el futuro diseño de membranas de ósmosis inversas para darle mayor resistencia a la corrosión generada por el óxido de silicio.

Se pudo observar que la cubierta exterior es una estructura compacta muy resistente, la cual el análisis químico como el físico revela que por sus componentes y su estructura fibrosa compacta podría estar hablando de una resina o fibra de vidrio.

Como aclaración general, no se observan restos de arsénico en la membrana ya que fue lavada con anterioridad por razones de seguridad de la manipulación de la muestra, los que no se revelaron en los análisis como se pudo ver anteriormente.

Una vez obtenidos estos resultados, se puede seguir la investigación, proponiendo sustitutos de estos materiales que presenten características similares y mejoras, tanto como a la resistencia como a la selectividad de los iones indeseables pudiendo obtener estas mejoras con materiales de fabricación nacional de dichas membranas comerciales así como los elementos que la componen.

## 8. REFERENCIAS

- [1] Waypa JJ, Elimelech M, Hering JG. Arsenic removal by RO and NF membranes. *Journal-American Water Works Association*. 1997;89(10):102-114.
- [2] Dominighini C, Cataldi Z, Olivero M, et al. Análisis de Membranas de Ósmosis Inversa para aguas con alto contenido de Arsénico. Paper presented at: XII Safety, Health and Environment World Congress; Julio 22-25, 2012; San Pablo, Brasil.
- [3] Bundschuh J, Armienta M, Birkle P, Bhattacharya P, Matschullat J, Mukherjee A. *Natural arsenic in groundwaters of Latin America*: CRC Press; 2008.
- [4] Castro de Esperanza M. Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. *International Congress: Natural Arsenic in Groundwater of Latin America*. Mexico City 2006.
- [5] Arsenic in drinking water, treatment technologies. In: Agency USEPA, ed. Vol EPA/600/R-06/001. Washington D.C.: USEPA; 1997.
- [6] Johnston R, Heinjnen H, Wurzel P. Arsenic in Drinking Water. In: Technology SW, ed: OMS; 2001.
- [7] Viraraghavan T, Subramanian K, Swaminathan T. Drinking water without arsenic: a review of treatment technologies. *ENSIC environmental systems reviews*. Vol 37: ENSIC; 1994.





## **SENSIBILIDAD DE SWAT FRENTE A LA PRECIPITACIÓN COMO VARIABLE DE ENTRADA EN EL MODELADO DE LA CUENCA LA LAGUNILLA – LA CAÑADA, PROVINCIA DE CÓRDOBA**

**Allende García, M. Carla<sup>1</sup>; López, Eduardo G.<sup>1</sup> y Britch, Javier<sup>1</sup>**

1: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba

Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA), Córdoba  
e-mail: mcarla.allende@gmail.com

**Resumen.** *La precipitación es una de las variables de mayor importancia en la evolución de los indicadores del comportamiento de la cuenca (sedimentos, caudales, etc.) pues constituye el aporte dentro de la misma. Los modelos hidrológicos permiten obtener relaciones causa – efecto y tomar decisiones en la gestión del recurso hídrico. Por ello es necesario conocer las entradas al sistema y realizar una cuidadosa interpretación de los resultados. Se estudia la sensibilidad del software Soil and Water Assessment Tool (SWAT) a la precipitación, en el modelado de la cuenca La Lagunilla – La Cañada, Córdoba. Se evalúa la bondad de la simulación en un ajuste de precipitación simulada versus precipitación real resultando bajas correlaciones ( $R^2 \sim 0,1$ ). En esta condición se analiza el efecto de la utilización de la precipitación simulada sobre los distintos indicadores del balance hidrológico. A partir del análisis de correlación de los indicadores calculados con la precipitación simulada versus los mismos indicadores calculados con la precipitación real, se encuentra que la “cuasi aleatoriedad” de la precipitación simulada se traslada a todos los indicadores calculados por el software excepto para las predicciones de agua almacenada en el perfil del suelo ( $R^2 \sim 0,5$ ) y para evapotranspiración ( $R^2 \sim 0,7$ ).*

**Palabras clave:** Precipitación. Correlación. SWAT. Modelo hidrológico.

### **1. INTRODUCCIÓN**

Para realizar la delineación de cuencas y el manejo integral de ellas, se utilizan modelos complejos por ordenador. En la actualidad, uno de los programas de modelado determinista de mayor aplicación es el software Soil and Water Assessment Tool (SWAT) [1] cuya principal variable de entrada es la precipitación [2]. En ausencia de datos reales, SWAT permite la simulación de precipitaciones en función de registros previos de estaciones climatológicas regionales, distribuyendo estadísticamente valores estimados en cada subcuenca [3].

La simulación de la precipitación denota la necesidad de este dato ya que da cuenta del comportamiento de la cuenca. Una cuenca hidrográfica con ausencia de precipitación es una

cuenca inactiva. Entonces es de interés del presente estudio considerar dicha influencia sobre:

- Agua en perfil del suelo, cantidad de agua almacenada en el perfil del suelo al finalizar la unidad de tiempo.
- Escorrentía superficial, cantidad de agua que fluye por la superficie del suelo hasta alcanzar el canal colector.
- Evapotranspiración, pérdida de humedad de una superficie por evaporación directa y por transpiración de la vegetación que la cubre.
- Evapotranspiración potencial, máxima cantidad de agua que puede evaporarse desde un suelo completamente cubierto de vegetación, que se desarrolla en óptimas condiciones, sin limitaciones en la disponibilidad de agua.
- Flujo lateral, agua que fluye desde la zona radicular al canal de drenaje.
- Rendimiento de agua, cantidad neta de agua que deja la subcuenca.
- Rendimiento de sedimentos, sedimentos transportados por el canal en el período analizado.

Para tal fin, se modeló la cuenca La Lagunilla – La Cañada, Provincia de Córdoba, Argentina; caracterizada por un uso extensivo de cultivo de soja y por el avance de urbanización debida al crecimiento de Córdoba Capital. La cuenca nace desde la zona serrana hasta verter su caudal en el Río Suquía que cruza a la Ciudad de Córdoba de Oeste a Este, desarrollando en este trayecto una geomorfología interesante, a lo largo del cual se analizará la influencia de la precipitación simulada sobre las variables de salida de SWAT y se comparará los resultados con aquellos obtenidos por los autores previamente en la cuenca de Lake Fork, Texas, permitiendo evaluar la simulación frente a escenarios diferentes. Se utilizó la configuración por defecto del programa versión 2012 sin calibración previa.

## 2. SWAT

Hay muchos modelos que pueden simular el flujo de corriente, erosión/sedimentación o transporte de contaminantes en una cuenca hidrográfica. En los últimos años se han desarrollado programas para modelar el flujo de pesticidas que permite predecir el trayecto que recorren estos contaminantes desde su punto de aplicación hasta la salida de la cuenca [4]. Las fuentes no puntuales de contaminación (FNP) en cuencas agrícolas, las cuales tienden a dominar la pérdida o difusión de contaminantes, son difíciles de caracterizar, aunque ya se han realizado algunos avances en el tema [5]. Estas FNP de contaminación, para el caso particular de la calidad de agua, incluyen escorrentías superficiales, deposición de contaminantes y transporte a través de canalizaciones [6], y pueden caracterizarse por su aleatoriedad, variabilidad en la carga de contaminantes, tanto espacial como temporal, y su complejidad [7]. Se debe tener en cuenta que la cobertura vegetal influye en el intercambio de agua entre distintos sistemas y en la forma en que las precipitaciones afectan el medio [8]. Existe una gran cantidad de programas para la modelización de FNP: Agricultural non-point source pollution (AGNPS), Areal Non-point source Watershed Environmental Response Simulation (ANSWERS), Chemical, Runoff and Erosion form Agricultural Management Systems (CREAMS), Hydrological Simulation Program-FORTRAN (HSPF), Soil and Water Assessment Tool (SWAT), Integrated Watershed Management Model (IWMM), Water

Quality Analysis Simulation Program (WASP), BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Non-Point Sources), MIKE-SHE (Proprietary model developed by Delft Hydraulics) y PLOAD (Pollutant Loading Application (GIS screening tool)) [6] – [9].

De éstos, SWAT es un programa para el modelado hidrológico diseñado por la Universidad de Texas junto con el Servicio de Investigación Agrícola de los Estados Unidos [1] que permite simular la producción de agua y sedimentos puntuales y no puntuales en cuencas hidrográficas, así como el efecto del impacto debido al uso de pesticidas y fertilizantes. La simulación puede dividirse en dos partes: la primera es la fase del ciclo hidrológico que controla la cantidad de agua que entra a la cuenca como se visualiza en la Fig. 1, y la segunda es la etapa de tránsito a través de la cuenca hasta el sitio de descarga. Este software divide a la cuenca en subcuencas que dan origen a los caudales tributarios del canal principal. Cada subcuenca se divide a su vez, en una serie de Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), en donde cada URH es una combinación única de un tipo específico de suelo y uso de la tierra. Una importante ventaja de SWAT es la de ser de distribución libre y gratuita.

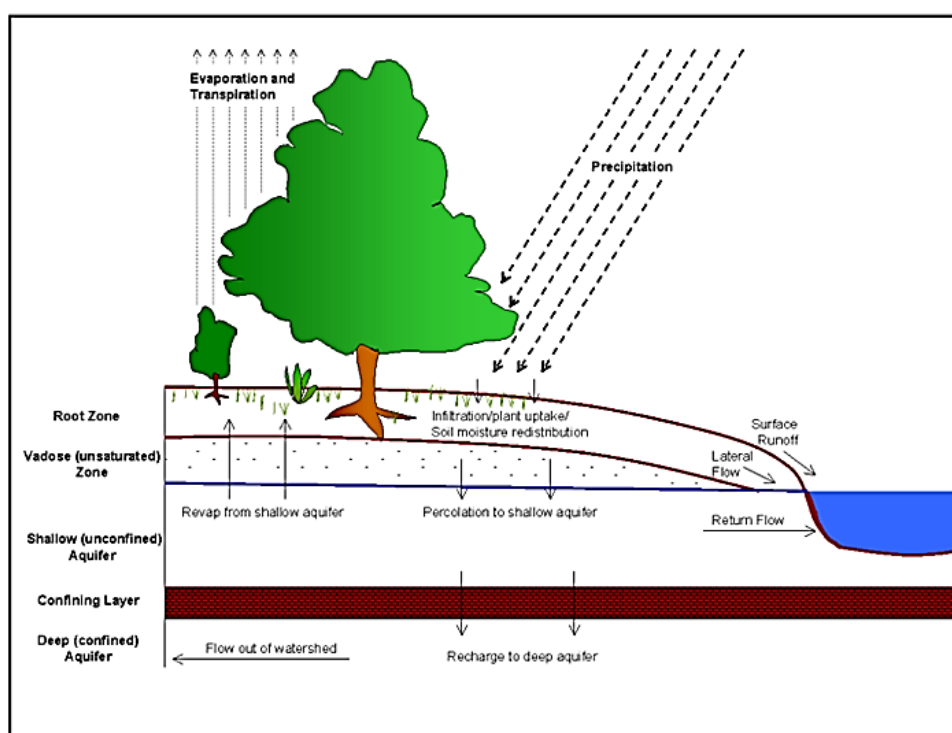


Fig. 1 Representación esquemática del ciclo hidrológico [1].

Se han realizado muchos trabajos usando SWAT debido a las salidas del modelo en rendimiento que dispone porque posee módulos de conservación de agua y suelo combinados con GIS, por la capacidad de generar diferentes escenarios de gestión, porque es uno de los pocos programas que combina producción agrícola con el transporte de contaminantes y su destino, y porque simula ese transporte a través de toda la cuenca, en tiempo continuo durante largos períodos de tiempo con un alto nivel de detalles

espaciales. Es de fácil uso y utiliza una computación eficiente. Puede simular directamente la calidad del agua a la salida de una cuenca debido a usos actuales o a cambios en el uso del suelo, predominantemente en cuencas agrícolas con fuente difusa de contaminación. SWAT es conveniente para el ajuste paramétrico y simulaciones múltiples en un tiempo mínimo.

Los datos de entrada requeridos [10] son:

- datos meteorológicos, es decir, registros previos diarios de precipitación, temperatura, velocidad de viento, humedad relativa y radiación solar de tres estaciones meteorológicas como mínimo.
- perfiles del suelo, cantidad de capas, profundidad de las mismas, humedad, porcentajes de limo, arcilla y arena, entre otras características.
- topografía mediante un modelo digital de elevación (MED, o DEM por sus siglas en inglés).
- vegetación y manejo de la tierra en la cuenca (cobertura y uso de suelos).

Es optativo el uso de precipitación real en el período de análisis que se desee desarrollar. Los procesos físicos asociados son modelados por el software (ciclo de nutrientes, movimiento del agua, etc.). Puede generar datos de clima a partir de valores mensuales promedio utilizando la herramienta interna “Weather Generator”. Además, se pueden cuantificar variables alternativas, como cambios en la vegetación o en las prácticas de gestión [1].

### 3. MATERIALES PARA EL ESTUDIO

Se trabajó sobre la cuenca La Lagunilla – La Cañada [11], situada en el extremo suroeste del Área Metropolitana Córdoba, en coordenadas 31° 31' 42"S 64° 22' 42"W que incluye a los gobiernos municipales de las ciudades de Córdoba, Malagueño y Falda del Carmen. La cuenca colecta las precipitaciones mayoritariamente de la zona serrana del faldeo del Valle de Punilla para luego descargar en el Río Suquía de la Ciudad de Córdoba.

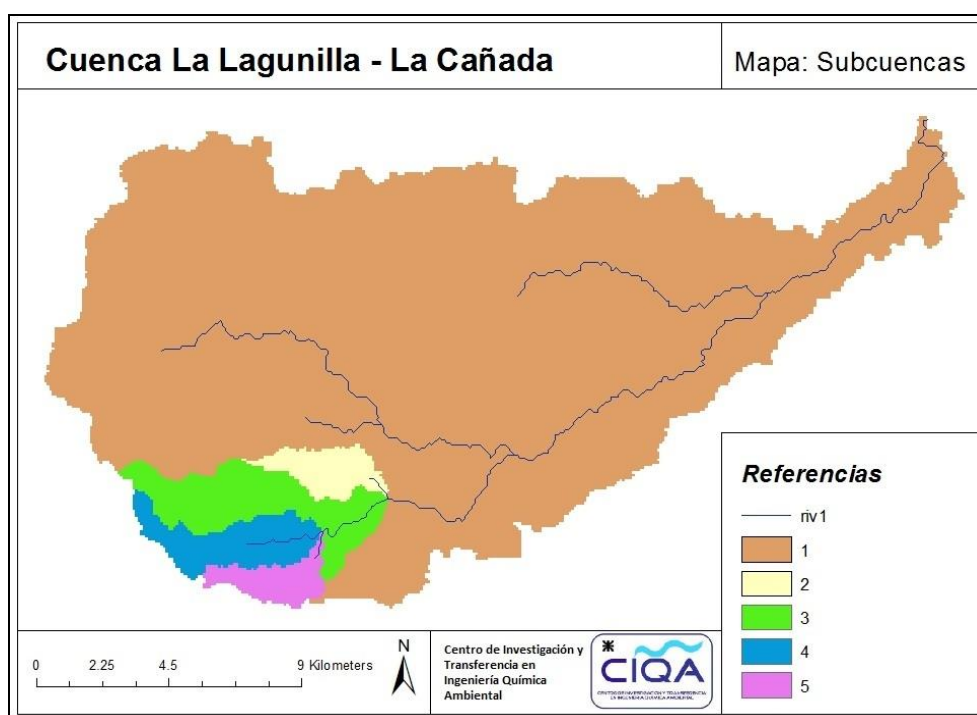
Se utilizaron para la digitalización y modelado de la cuenca la imagen satelital de la NASA – Misión SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) [12], la imagen de cobertura global del suelo tomada de la 5ta colección del satélite MODIS [13] y la delimitación de los extractos de suelo propuestos por INTA [14]. La información climatológica fue extraída de cuatro estaciones meteorológicas, aledañas a la zona de estudio (Tabla 1), concesionadas por el proyecto Global Weather Data for SWAT [15]. Dicha información data desde 1/1/1980 a 31/12/2009.

Estación Meteorológica	Latitud	Longitud	Elevación
Ws – 1	-31.38	-64.38	568m
Ws – 2	-31.07	-64.38	1107m
Ws – 3	-31.38	-64.06	372m
Ws – 4	-31.07	-64.06	457m

**Tabla 1.** Ubicación de estaciones meteorológicas.

#### 4. OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

Se digitalizó la cuenca mediante SWAT introduciendo el modelo de elevación digital logrado a partir de la georeferenciación y reproyección de la imagen satelital de la misión SRTM en el sistema geográfico WGS 84 compatible con EASE Grid Global. Introduciendo un área inicial de iteración de subcuenca de 417 Ha y marcando cinco puntos de descarga, se delimita la cuenca mediante la herramienta “Automatic Watershed Delineation” siguiendo el modelo propuesto por Martínez, C. [16] obteniendo una cuenca de 293km<sup>2</sup> con cinco subcuencas y una pendiente de 29km desde 1048 hasta 359 MSNM como muestra la Fig. 2.

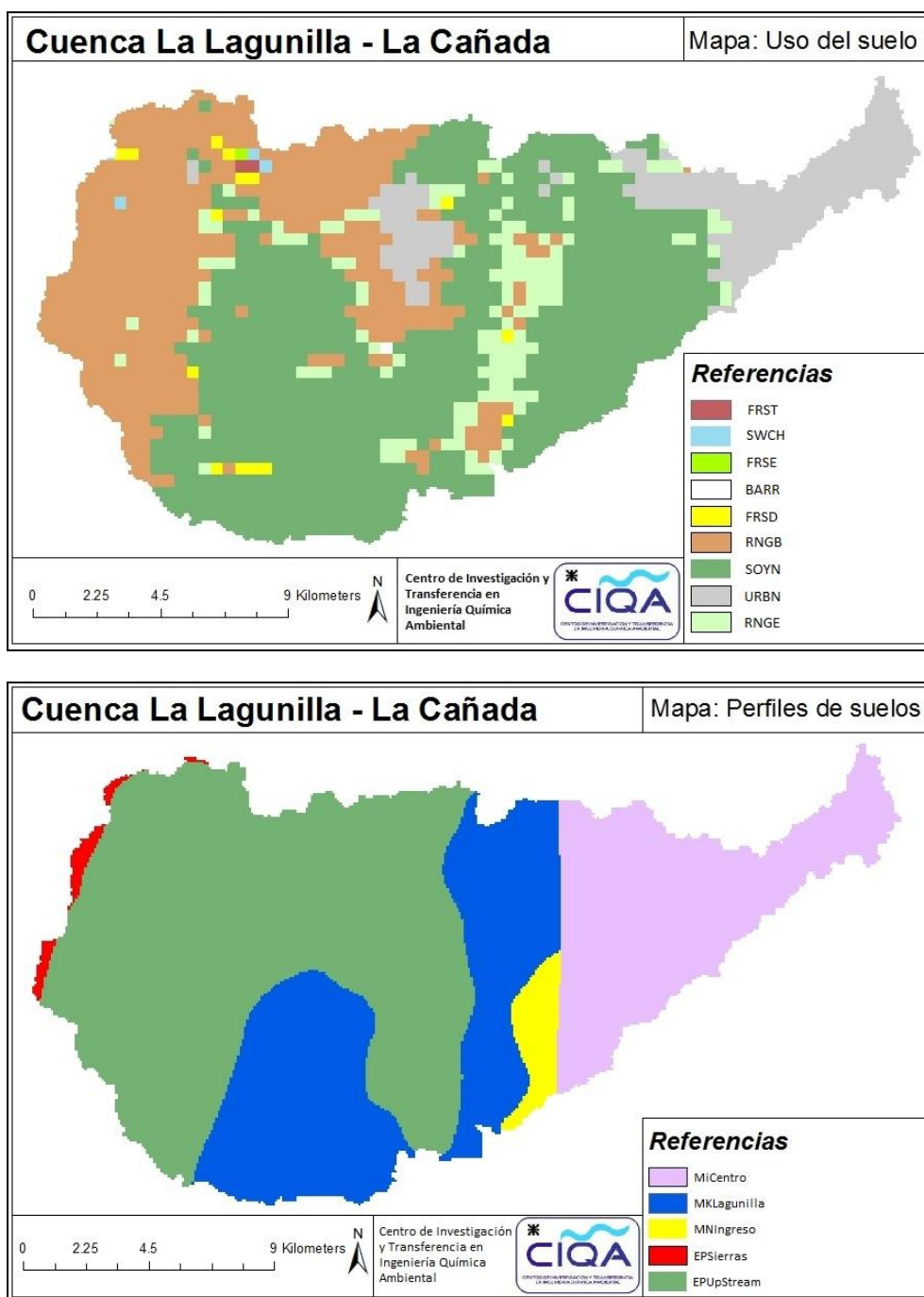


**Fig. 2** Delimitación de la cuenca La Lagunilla – La Cañada donde puede apreciarse los puntos de descarga de las cinco subcuencas delineadas.

Para la definición de las URH se introdujeron las imágenes satelitales citadas anteriormente (Sección 3) obteniendo para la cuenca desarrollada los mapas de cobertura y tipos de suelos que se muestran en la Fig. 3. Para el modelado, se eligen URH múltiples más predominantes. Se obtienen 20 unidades representativas cuyas características se resumen en la Tabla 2.

Luego, se ejecutó SWAT con datos reales de precipitación diaria desde 1/1/2010 al 31/7/2014 recogidos de las mismas estaciones meteorológicas del proyecto Global Weather [15]. Después, para igual período, se hizo correr el programa solicitando la simulación de las precipitaciones. En ambos casos, SWAT devuelve la serie temporal de precipitaciones respecto al tiempo distribuida para cada subcuenca. Se escogió la unidad mensual como unidad temporal. A partir de los valores de precipitación, el software modela los flujos intervinientes en el ciclo hidrológico. Los resultados de la simulación de SWAT junto a los

datos reales de precipitación se muestran en la Fig. 4 observándose importantes diferencias.



**Fig. 3** a) Distintos uso de suelos presentes en la cuenca [13]. b) Los cinco extractos de suelos de La Lagunilla – La Cañada tomando la delimitación del Atlas de Suelos de la República Argentina [14].

URH	Subcuenca	Detalle	% Área de la Subcuenca
1		RNGB/EPUpStream/6-13	16.83
2		RNGB/EPUpStream/0-6	11.60
3		RNGB/EPUpStream/13-9999	6.62
4		SOYB/EPUpStream/0-6	19.13
5	1	SOYB/MiCentro/0-6	15.23
6		SOYB/MKLagunilla/0-6	16.12
7		URBN/EpUpStream/0-6	2.28
8		URBN/EPUpStream/6-13	1.07
9		URBN/MiCentro/0-6	11.12
10	2	SOYB/MKLagunilla/0-6	100.00
11		RNGB/EPUpStream/13-9999	2.77
12		RNGB/EPUpStream/6-13	5.24
13	3	RNGB/EPUpStream/0-6	4.50
14		SOYB/EPUpStream/0-6	34.29
15		SOYB/MKLagunilla/0-6	53.19
16		RNGB/EPUpStream/6-13	7.10
17	4	RNGB/EPUpStream/0-6	13.60
18		SOYB/EPUpStream/0-6	28.57
19		SOYB/MKLagunilla/0-6	50.73
20	5	SOYB/MKLagunilla/0-6	100.00

Referencias			
Uso de suelo		Tipos de suelo	
FRST	Bosque mixto	Mi (MiCentro)	Córdoba Capital
SWCH	Álamos	MKtc - 2 (MKLagunilla)	Zona La Lagunilla
FRSE	Bosque de hoja perenne	MNen - 6 (MNIngreso)	FRC - UTN Campus. B° Manantiales
BARR	Zona desnuda	EPLi - 9 (EPSierras)	Camino Falda del Carmen
FRSD	Bosque de hoja caduca	EPLi - 17 (EPUpStream)	Malagueño y alrededores
RNGB	Arbustos serranos		
SOYN	Cultivo de soja	*Unidades denominadas así por Atlas de la República Argentina [14]	
URBN	Asentamiento urbano		
RNGE	Pradera		

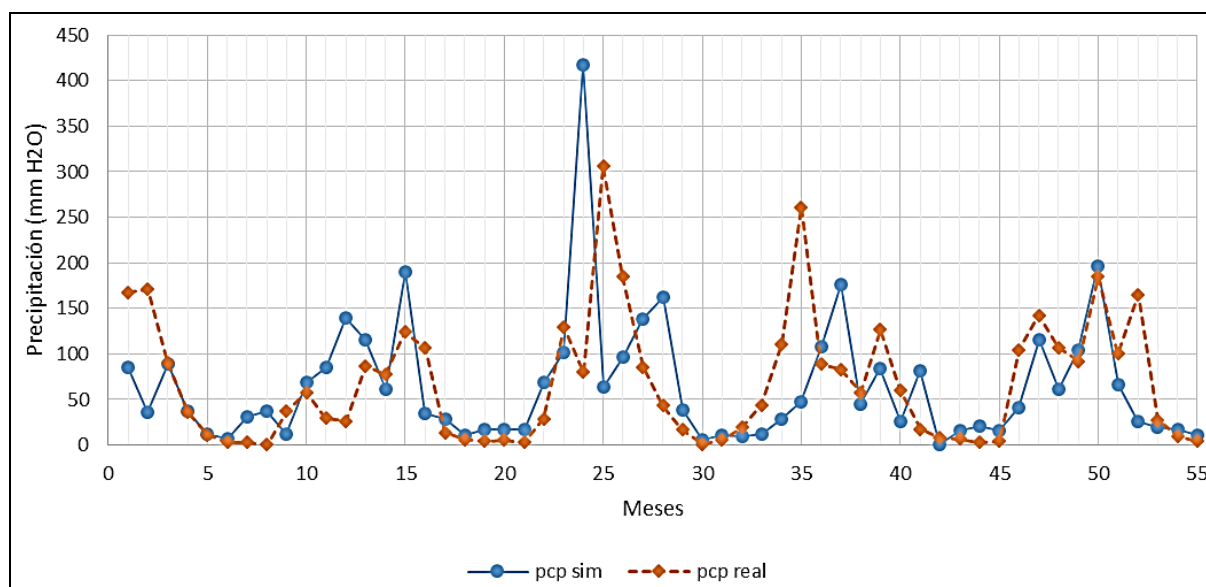
**Tabla 2.** Unidades de Respuesta Hidrológica.

#### 4.1. Análisis de correlaciones

Con el fin de valorar la bondad de la simulación de la precipitación, por método de cuadrados mínimos, se realiza un ajuste lineal entre precipitación real (x) y simulada (y). Para el caso de una simulación ideal, éste ajuste debería presentarse como la función identidad. Como indicador cuantitativo de la relación, se utiliza el coeficiente de correlación ( $R^2$ ) calculado mediante la ecuación 1.

$$R^2 = \frac{[\sum (x_i - \bar{x}) (y_i - \bar{y})]^2}{[\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2]} \quad (1)$$

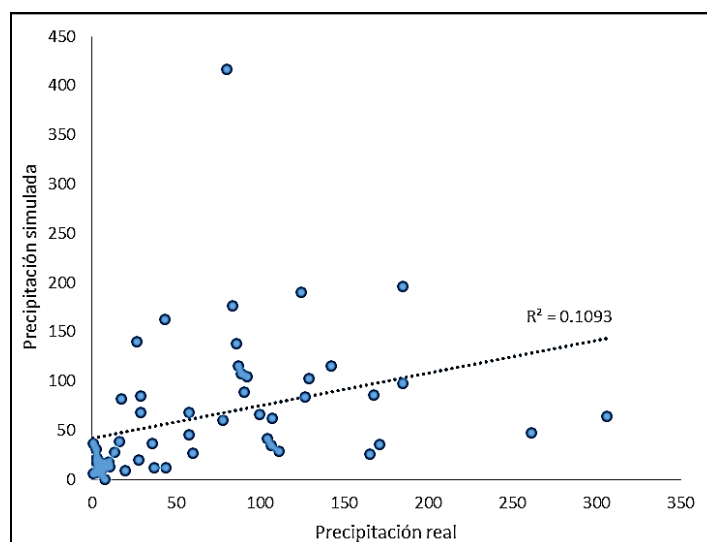
Un resultado de  $R^2$  igual a la unidad significa que el total de lo simulado coincide con el dato real, mientras que un valor de cero refleja la ausencia de relación entre las variables analizadas.



**Fig. 4** Serie temporal de precipitación real versus precipitación simulada.

Para el caso de la precipitación, variable principal de entrada en el modelo de SWAT [2], el ajuste refleja un comportamiento con falta de correlación entre los valores simulados y reales ( $R^2 \sim 0,1$ ). Lo mismo puede ser observado en la Fig. 5.

SWAT devuelve series temporales del comportamiento de la cuenca dando información de las variables que componen el ciclo hidrológico. Empleando los resultados logrados al valorar la cuenca con precipitación real y con precipitación simulada, se realizaron ajustes lineales de las variables que forman parte del ciclo hidrológico siguiendo la metodología para la evaluación de la precipitación. La tabla 3 muestra los valores de  $R^2$  obtenidos.



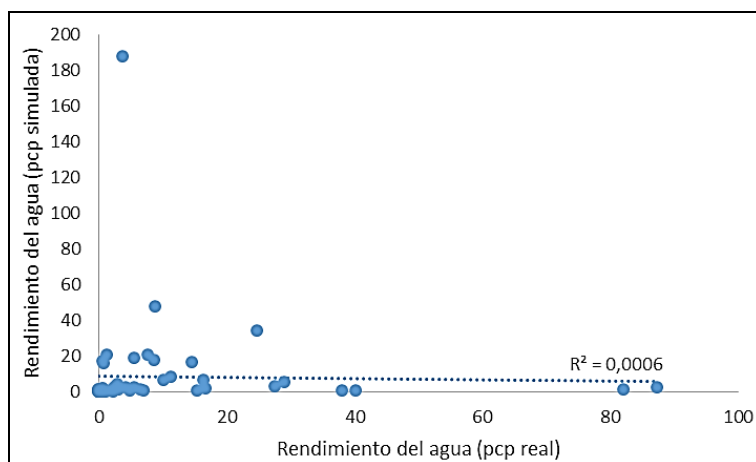
**Fig. 5** Comparación de la precipitación simulada versus precipitación real.



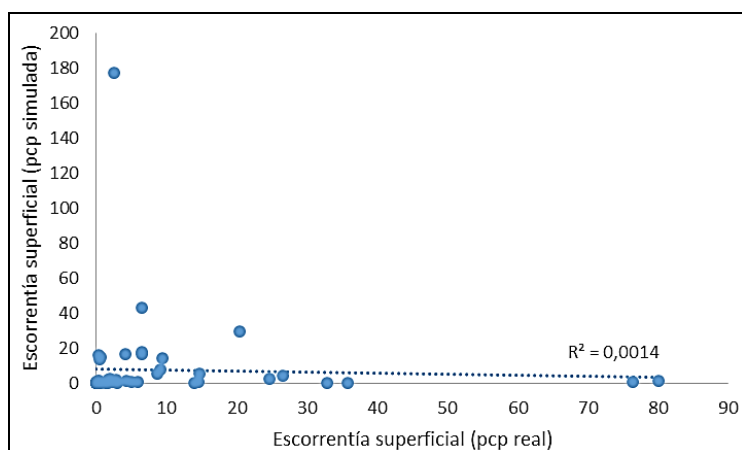
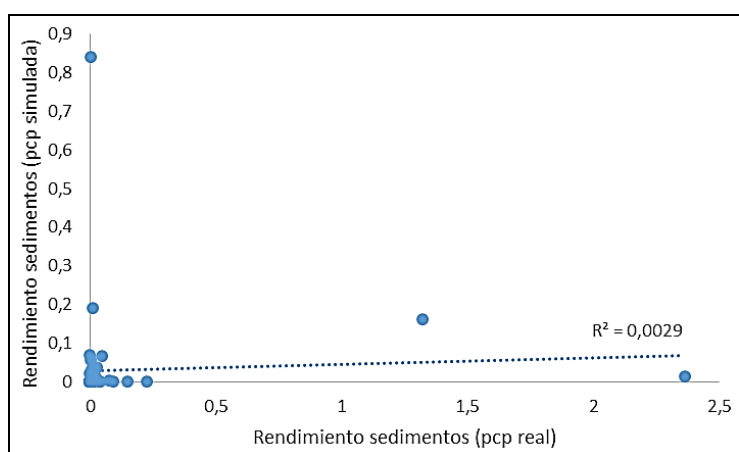
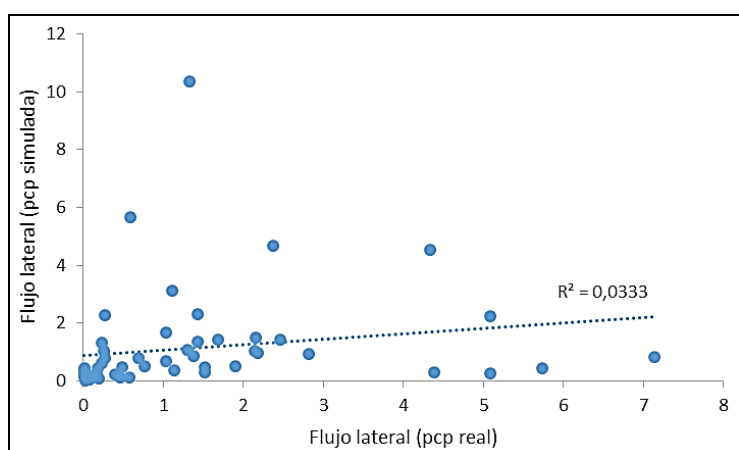
Variable	R <sup>2</sup>
Rendimiento de agua	0.0006
Escorrentía superficial	0.0014
Rendimiento de sedimentos	0.0029
Flujo Lateral	0.033
Precipitación	0.11
Agua en perfil de suelo	0.46
Evapotranspiración potencial	0.67
Evapotranspiración	0.74

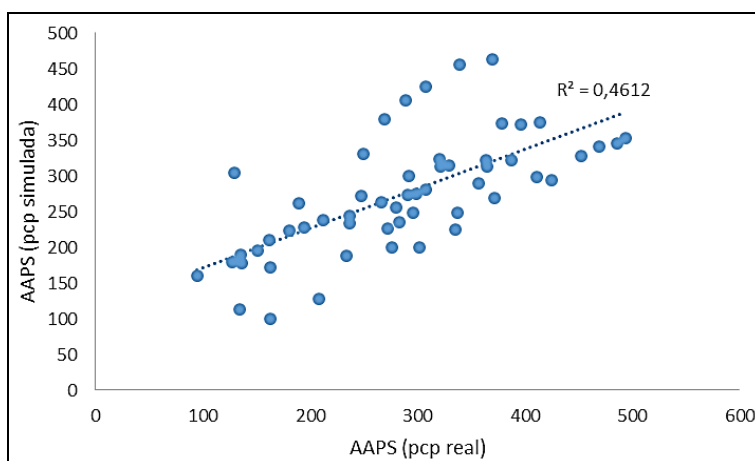
**Tabla 3.** Coeficientes de correlación (R<sup>2</sup>) de la precipitación y de las variables de salida de SWAT redondeadas a dos cifras significativas.

Se puede observar que aquellas variables fuertemente relacionadas con la transferencia de agua de una superficie a la atmósfera, son las variables que menos sufren el uso de la precipitación simulada arrojando resultados de correlación media (R<sup>2</sup> ~ 0,7). Mientras que otros indicadores como escorrentía superficial, al depender del aporte de agua a la cuenca (por precipitación) se les traslada la baja correlación en los valores calculados. Se puede visualizar en las Fig. 6 a 12 los ajustes con los respectivos R<sup>2</sup> mostrando el impacto del uso de la precipitación de simulación no satisfactoria. Se nombra “X (pcp simulada)” a la variable de salida de SWAT calculada con precipitación simulada y “X (pcp real)” a la calculada a partir de datos reales de precipitación. La obtención de una función identidad (R<sup>2</sup> ~ 1) revelaría que la variable analizada no depende de la precipitación para su cálculo.

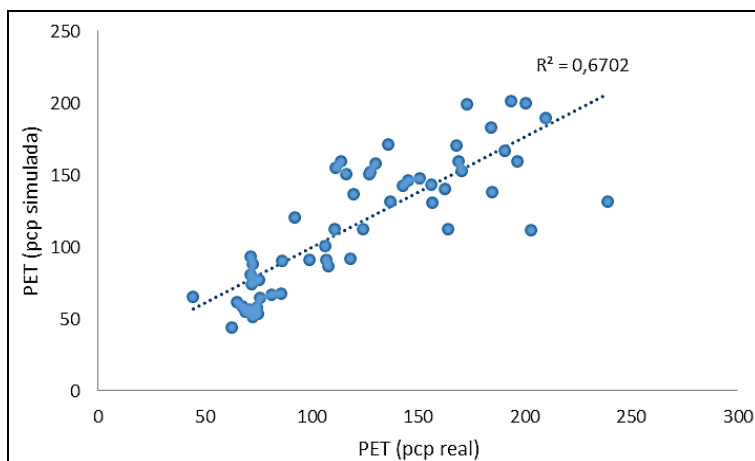


**Fig. 6** Rendimiento de agua

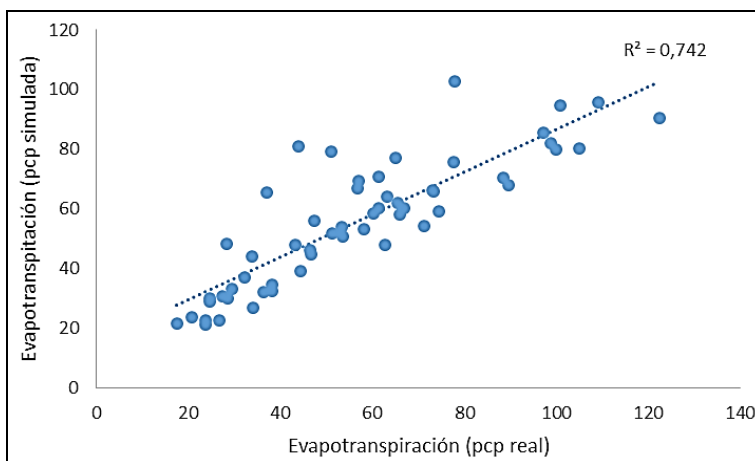
**Fig. 7** Escorrentía superficial**Fig. 8** Rendimiento de sedimentos**Fig. 9** Flujo lateral



**Fig. 10** Agua almacenada en perfil del suelo



**Fig. 11** Evapotranspiración potencial



**Fig. 12** Evapotranspiración

#### 4.2. Comparación con el modelado de la cuenca de Lake Ford

La cuenca de Lake Ford, Texas fue modelada por los autores anteriormente correspondiendo con el análisis de la influencia del uso de precipitación simulada en el cálculo de las variables de salida de SWAT [17]. Para tal cuenca se lograron resultados semejantes respecto de las correlaciones que existen entre los distintos indicadores valorados con precipitación simulada y real. La Tabla 4 contrasta ambos resultados.

La cuasi-aleatoriedad en la simulación de la precipitación se traslada a las mismas variables. Es de resaltar que los indicadores que no fueron afectadas de manera significativa en el estudio de la cuenca de Lake Ford, caen 0,2 puntos en el coeficiente de correlación ( $R^2$ ) en el modelado de la cuenca La Lagunilla – La Cañada.

Variable	Lake Ford ( $R^2$ )	La Lagunilla – La Cañada ( $R^2$ )
Rendimiento de agua	0.13	0.0006
Escorrentía superficial	0.052	0.0014
Rendimiento de sedimentos	0.16	0.0029
Flujo Lateral	0.1	0.033
Precipitación	0.0021	0.11
Agua en perfil de suelo	0.69	0.46
Evapotranspiración potencial	0.94	0.67
Evapotranspiración	0.94	0.74

**Tabla 4.** Coeficientes de correlación ( $R^2$ ) de la precipitación y de las variables de salida de SWAT para dos cuencas tomadas como casos de estudio: Lake Ford y La Lagunilla – La Cañada.

#### 5. CONCLUSIONES

- SWAT se presenta como un software que permite el modelado de cuencas hidrográficas aún sin calibración porque su uso está recomendado para cuencas que no cuentan con registros de aforo [18]. Incluso el desarrollo del software tiene por objetivo trasladar parámetros de una cuenca a otra [1]. La ausencia de calibración en el modelado produjo simulaciones no satisfactorias.
- Se realizaron análisis de correlación infiriendo que existe una relación intermedia en valores de evapotranspiración y evapotranspiración potencial calculadas a partir de precipitación real y simulada ( $R^2 \sim 0.7$ ), una correlación intermedia-baja para el agua en perfil del suelo ( $R^2 \sim 0.5$ ) y baja correlación ( $R^2 \leq 0.1$ ) para los demás indicadores, es decir, escorrentía superficial, flujo lateral, rendimiento de agua y rendimiento de sedimentos.
- Comparando con los resultados de un análisis preliminar realizado por los autores en la cuenca Lake Fork, Texas [17] se observa que se mantienen las mejores correlaciones para agua almacenada en perfil de suelo, evapotranspiración y evapotranspiración potencial. También así sucede con las variables de baja correlación, por lo que se considera a este comportamiento como propio del software. Para el caso de evapotranspiración y evapotranspiración potencial, el valor de  $R^2$  cayó de 0.9 a 0.7 aproximadamente y para agua en perfil del suelo disminuyó de 0,7 a 0,5. Este comportamiento puede atribuirse al uso de la calibración por defecto del

software, sin embargo la tendencia de altas, medias y bajas correlaciones se mantienen.

- Si bien la correlación entre precipitación real y simulada no fue “nula” como en el caso de Lake Fork ( $R^2 \sim 0.002$ ), es claro que la calibración de la cuenca es determinante para todos los parámetros tal como se ve en este caso.
- Por el comportamiento observado, es recomendable poner atención a los datos de ingreso de la variable precipitación como a la calibración de parámetros del sistema dependiendo de la variable de salida que sea de importancia desarrollar. El uso de la precipitación simulada sólo es aconsejable en la predicción de variables de alta correlación (agua almacenada en perfil del suelo, evapotranspiración potencial y evapotranspiración).

## REFERENCIAS

- [1] Neitsch, S. L.; Arnold, J. G.; Kiniry, J. R. y Williams, J. R.; “Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version (software) 2009”, *Texas Water Resources Technical Report*, N°406 (2011).
- [2] Miguélez, R.; *Comportamiento Hidrosedimentario de una Cuenca Agroforestal bajo Diferentes Condiciones Climáticas: Importancia para Establecer Planes de Manejo*. Tesis de Doctorado. Departamento de la Ciencia de la Navegación y de la Tierra. Universidad Da Coruña (2013).
- [3] Winchell, M.; Srinivasan, R.; Di Luzio, M. y Arnold, J.; *ArcSwat Interface for SWAT 2012. User's Guide*. Blackland research and extension center. Texas Agrilife Research (2013).
- [4] Holvoet, K. M.; Seuntjens, P. y Vanrolleghem, P. A.; “Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale”, *Ecological modelling*. Vol. 209, pp. 53–64 (2007).
- [5] Freeman, A. M.; “Water pollution policy”. Resources for the Future Press. Washington, D.C. *Public Policies for Environmental Protection*, pp. 169–214 (2000).
- [6] Ongley, E. D.; Xiaolan, Z. y Tao, Y.; “Current status of agricultural and rural non-point source Pollution assessment in China”, *Environmental Pollution*. Vol. 158, pp. 1159–1168 (2010).
- [7] Lai, Y. C.; Yang, C. P.; Hsieh, C. Y.; Wu, C. Y. y Kao, C. M.; “Evaluation of non-point source pollution and river water quality using a multimedia two-model system”, *Journal of Hydrology*. Vol. 409, pp. 583–595 (2011).
- [8] Noretto, M. D.; Jobbágy, E. G.; Brizuela, A. B. y Jackson, R. B.; “The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina”, *Ecosystems and Environment*. Vol. 154, pp. 2–11 (2012).
- [9] Shen, Z.; Liao, Q.; Hong, Q. y Gong, Y.; “An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China”, *Separation and Purification Technology*. Vol. 84, pp. 104–111 (2012).
- [10] Arnold, J. G.; Kiniry, J. R.; Srinivasan, R.; Williams, J. R.; Haney, E. B. y Neitsch, S. L.; *Soil and Water Assessment Tool Input/Output Documentation*, Texas Water Resources

- Institute (2012).
- [11] Peralta, C. y Liborio, M.; “Aportes para un diagnóstico de la Cuenca La Lagunilla- La Cañada, Córdoba”, *RASADEP 1 - Número Especial* (2010).
- [12] CGIAR – CSI; *SRTM 90m Digital Elevation Database v4.1*, USGS. Available online at: <http://srtm.csi.cgiar.org/> (2007).
- [13] Friedl, M.; Sulla-Menashe, D.; Tan, B.; Schneider, A.; Ramankutty, N.; Sibley, A. y Huang, X.; *MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets, 2001-2012*. Collection 5.1 IGBP Land Cover. Universidad de Boston. Source download at: <http://glcfapp.glcf.umd.edu/data/lc/> (2013).
- [14] Cruzate, G.; Gómez, L.; Pizarro, M.; Mercuri, P. y Banchemo, S.; *Atlas de Suelos de la República Argentina: Versión Digital Corregida, Revisada y Aumentada (Versión 9.0)*. SAGyP – INTA – Proyecto PNUD ARG/85/019 con la participación del Instituto de Suelos y EEAs del INTA (2007).
- [15] Dile, Y. y Srinivasan, R.; “Evaluation of CFSR climate data for hydrologic prediction in data-scarce watersheds: an application in the Blue Nile River Basin”, *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* pp. 1-16. Global Weather Data for SWAT. Available services at: <http://globalweather.tamu.edu/> (2014).
- [16] Martínez, C.; López, E.; Allende García, M. C. y Britch, J.; “Delineado de la Cuenca La Lagunilla – La Cañada” (Poster), *V Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental SETAC Argentina* (2014).
- [17] Allende García, M. C.; López, E. y Britch, J.; “Influencia de la Precipitación Simulada en el Modelado de una Cuenca Hídrica mediante SWAT. Un Caso de Estudio”, *V Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental SETAC Argentina* (2014).
- [18] Ortiz Rivera, A.; Mendoza Cantú, M. E. y Bravo Espinosa, M.; *Implementación del modelo hidrológico SWAT: Modelación y simulación multitemporal de la variación de escorrentía en la cuenca del lago de Cuitzeo*. UNAM – CIGA (2011).

## ESTUDIO SOBRE CONSUMO DE AGUA EN EDIFICIOS DE ALTURA

**Martínez, María Lidia<sup>1</sup>, Moreno, Lucas<sup>2</sup> y Valle, Ariel<sup>2</sup>**

1: Secretaria de Ciencia y Técnica  
Centro de Innovación e Investigación Tecnológica CENNIT  
Universidad Nacional de La Rioja -  
Dirección postal: Avda. Luis Vernet S/N°  
e-mail: martinezmariialidia2014@gmail.com

2: Departamento Ac. de Ciencia y Tecnología Aplicadas a la Producción al Amb. y al Urbanismo  
Escuela de Arquitectura  
Universidad Nacional de La Rioja  
Dirección postal: Avda. Luis Matatin de La Fuente S/N°  
e-mail: lucas\_pancauca@hotmail.com

**Resumen.** *El siguiente proyecto enmarcado en la ciudad de La Rioja, propone conocer diseños de instalaciones sanitarias que permitan ahorrar consumo de agua en edificios de viviendas. El objetivo es conocer consumos por artefacto (inodoro y lavatorio) proponer un diseño no convencional reciclando y reutilizando aguas que entran o salen del edificio. Para ello se realizó experimentación en maqueta escala 1:1, sobre consumos de los artefactos. Se propone el diseño no convencional de una propuesta sustentable. En esta primera instancia se realizó 'prueba de gota', para determinar en cantidad de pérdida por día. Para la comparación de los diseños de las instalaciones se realizaron 2 diseños para muestras, con el fin de determinar si existen diferencias significativas de ahorro en más del 60% de probabilidad en los valores de las pruebas. Trabajando la unidad de análisis nominal (diseños tradicionales y diseños alternativos). Se interactúa enfoques cuanti y cualitativos de investigación, con alcance correlacional- explicativo, brindando aportes desde la Universidad al problema del agua. En los resultados parciales se verificaron diferencias variables en consumos, que en algunos casos están asociados a la no interacción de la tecnología. Esto indicaría que las mediciones permitieron obtener valores similares a los conocidos y otros no.*

**Palabras clave:** Agua; Consumo; Edificios.

### 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente se cuenta con informes finales de proyectos de investigación relacionados con la arquitectura sustentable, todos pertenecientes a la carrera de arquitectura, de los cuales se toman datos considerados relevantes para la propuesta. Se cree que el tema propuesto puede

ser enriquecedor de conocimientos y así brindar contribución para minimizar el consumo de agua en los edificios.

En nuestro país uno de los principales problemas para tener en cuenta es la contaminación de las aguas subterráneas; la población depende de esas aguas para cubrir sus necesidades diarias. Las cámaras sépticas y pozos absorbentes son la principal fuente de contaminación, aunque los residuos industriales también colaboran en enfermar las aguas. En las grandes ciudades como Buenos Aires el inconveniente se agudiza, existen espacios geográficos donde se asienta gran cantidad de población y no se cuenta con el sistema necesario para la eliminación de aguas servidas o cloacales. El servicio de agua potable no llega a todos por igual; parte de los habitantes cuentan con ella mientras el resto no la recibe.

En la mayoría de las ciudades no existe tratamiento de los efluentes cloacales e industriales y ello hace dudosa la calidad del agua que se consume. Sí existen situaciones puntuales en algunos edificios administrativos. Las ciudades de Rosario y Córdoba también sufren la contaminación de las aguas subterráneas. Los mendocinos realizaron diversas obras para aprovechar el agua para riego y consumo. De lo contrario no podrían haber prosperado sus principales cultivos (canales de riego).

*El Instituto Nacional del Agua (INA), dependiente de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) presenta Planes Estratégicos para, lograr un uso sustentable y con la mayor eficiencia posible.* El agua subterránea en el país es de gran importancia ya que, en promedio, representa un 30% del agua utilizada para distintos fines [1]. La gestión del agua en la Argentina todavía no satisface los criterios recomendados según los Principios de Dublín, la Agenda 21 de Río y otros foros internacionales para avanzar hacia una Gestión Integral de los Recursos Hídricos. Si bien se han producido importantes logros en el marco general de la gestión del agua, como la creación del Consejo Hídrico Federal (COHIFE), subsisten deficiencias que impiden el desarrollo eficiente y sustentable de los recursos hídricos. El crecimiento urbano desordenado es una característica de casi todos los países. La ocupación de áreas vulnerables, de aquellas con altos riesgos hídricos, generan costos sociales en aumento y generalmente regresivos. Entre ellos pueden enumerarse: el creciente impacto de inundaciones, aluviones, sequías, el ascenso de las napas freáticas por imprevisiones en cuanto a la respuesta del sistema hídrico. Nuestro país tiene una cobertura de agua potable para la población urbana del 83,68 % y una cobertura de desagües cloacales para la población urbana del 53,88 % [2]. Dichos porcentajes caen significativamente en zonas urbanas no conectadas a redes.

En contraste con la falta de cobertura de servicios de agua potable y saneamiento, existen derroches en los diferentes sistemas de agua potable y de riego que tienen múltiples orígenes: técnico, económico, institucional y cultural. En el ámbito internacional los edificios a lo largo de su vida útil tienen un impacto significativo en el uso del agua.

En Europa los edificios representados por el sector residencial, son el mayor consumidor de agua. En España, en cuanto al consumo de agua, los edificios representados por el sector residencial consumen el 15 % del total. Una cifra relativamente baja comparada con la del sector de la agricultura el gran consumidor 75 %. Cabe distinguir que el consumo de agua por parte del sector residencial es entre 4 y 5 veces mayor que el del sector servicios, convirtiendo los edificios de viviendas en una pieza clave en la estrategia de ahorro de agua. También,



dentro del panorama internacional el consumo de agua en los países del mediterráneo resulta inquietante, entre los diez países del mundo que mayor huella hídrica por consumo presentan se puede hablar de Grecia, Italia, España, Portugal y Chipre. Molina (1998) estableció en varias ciudades españolas, como usos principales las duchas y los inodoros (40 % del consumo total de los hogares). Datos del INE de 2004 indicaba que la ducha suponía el 36 % del total del gasto de agua en los hogares, seguido por el inodoro 27 %, lavarropas 19,5 %, y el agua destinada a preparar alimentos 11,5 %. Para encarar esta área de investigación, por decisión del Parlamento Europeo y del Consejo del 23 de octubre de 2000 se aprobó un marco comunitario de actuación en la política de aguas que se transpuso al derecho español en el año 2004. Esta Directiva establece que en el año 2015 debe conseguirse un buen estado ecológico para todas las aguas europeas. En España - Andalucía sufrió una experiencia traumática entre la primavera de 1993 y diciembre de 1995 de la que salió fuertemente escarmentada. La sociedad entera sintió la frustración por verse sin agua para beber.

A menudo, los cambios institucionales se aceleran y promueven tras sufrir episodios críticos, colapsos que afectan al conjunto de toda la sociedad. La participación pública activa y rigurosa y el acceso a la información de manera universalizada son las mejores garantías de que no transitemos por el camino de los riesgos injustificados. El agua es un recurso valioso ypreciado en cualquier región, más aún en una zona como Andalucía, que sufre largos y prolongados periodos de sequía y donde existen fuertes conflictos por los diferentes usos del agua. El sector agrícola es uno de los mayores consumidores del recurso, consumiendo más del 80 % del agua de la región y, sin embargo, es conocido por todos el bajo precio pagado por este recurso. Ante esta situación son necesarias nuevas políticas. En el mundo existe un acelerado crecimiento urbano ocasionando que millones de personas se incorporen anualmente como consumidores. Esto produce una sobre explotación de las fuentes de abastecimientos, como son los ríos o las napas freáticas. Otro problema se produce cuando estas fuentes se contaminan a causa de las descargas cloacales e industriales, de aceites de combustibles y de residuos en general. Los especialistas en servicios de abastecimiento de agua calculan que el precio de venta del m<sup>3</sup> de agua potable se multiplicará por cuatro, por término medio. La disponibilidad de agua en una zona árida como la Ciudad de la Rioja es limitada. Por lo tanto, es fundamental el desarrollo de políticas y actitudes encaminadas hacia un consumo racional de un bien escaso hoy en el mundo.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GENERAL**

Comparar diseños de instalaciones tradicionales con alternativos que permitan disminuir el consumo de agua potable en edificios de viviendas.

### **2.2. OBJETIVOS PARTICULARES**

- Precisar los factores del clima que son determinantes.
- Diferenciar tipos de instalaciones de provisión y evacuación de las aguas.
- Identificar leyes y ordenanzas respecto al tema (a nivel nacional y provincial).

- Identificar la medida estatal de consumo por habitante por día de agua.
- Relacionar el consumo diario de los edificios seleccionados.
- Localizar problemas por altos consumos de agua.
- Seleccionar métodos para la purificación de aguas pluviales.
- Seleccionar métodos de tratamiento de aguas servidas.
- Determinar consumo de artefactos.
- Proponer diseños alternativos con separación de redes.

### **3. METODOLOGÍA**

- Selección y análisis de documentación referida a la factibilidad de uso del agua de lluvia.
- Selección de información en diversas entidades que tienen a su cargo en la Provincia el diseño de planes habitacionales.
- Contacto con la sociedad para la obtención de información y posterior realización de estudios.

### **4. CONTRIBUCIÓN AL AVANCE DEL CONOCIMIENTO CIENTÍFICO**

Contribuiría a:

- . Un conocimiento significativo del tema.
- . Definir criterios para diseños alternativos de las instalaciones que permitan minimizar el consumo de agua.
- . Definir criterios en la separación de redes de instalaciones.

Contribuiría con el aporte de conocimientos para una concientización global en el ahorro del agua potable sin renunciar al confort humano. Contribuiría con material de estudio, como aporte importante a la comunidad académica.

### **5. RESULTADOS PARCIALES**

Por tratarse de una ciudad en crecimiento, puede decirse que se está a tiempo de incorporar criterios sustentables en los edificios.

En este sentido los resultados muestran el alto consumo de agua por habitante por día en un edificio, superando los valores conocidos y usados en los cálculos de caudal de agua convencionales. Ejemplo: en la Figura 2 se puede observar el consumo diario de un inodoro 115 litros, solo de ese artefacto.

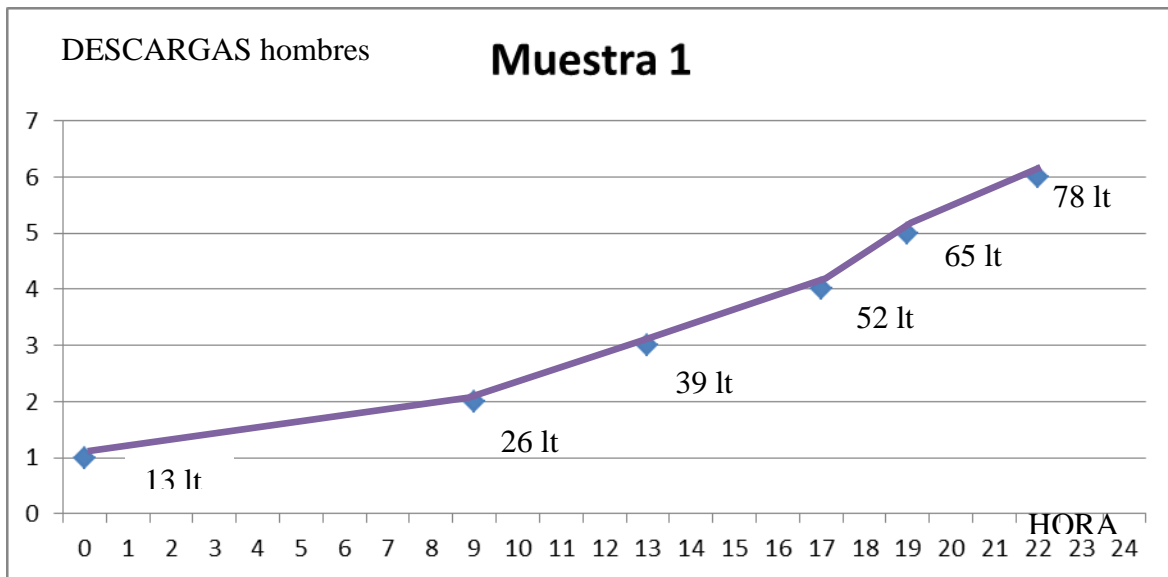


Figura 1- Descargas (de artefacto peligroso por día)

Este trabajo muestra a través de un estudio de consumos por artefactos en un edificio la importancia inmediata de ahorro del agua potable para consumo humano, sentando las bases para nuevas investigaciones en este ámbito, relacionadas con los beneficios del Desarrollo Sostenible.

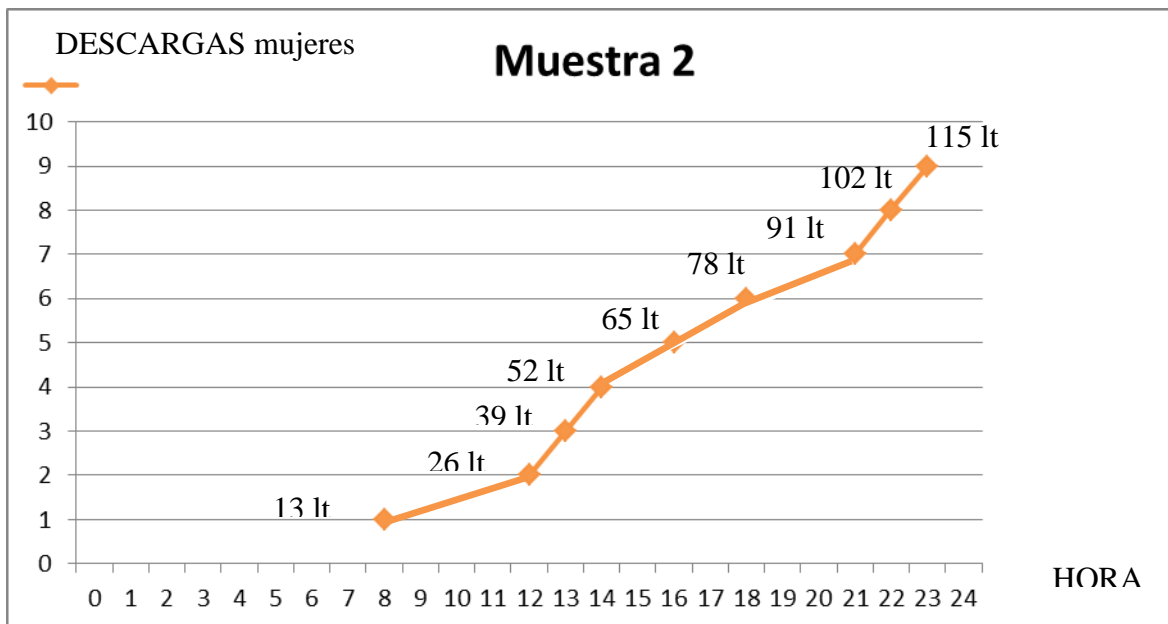


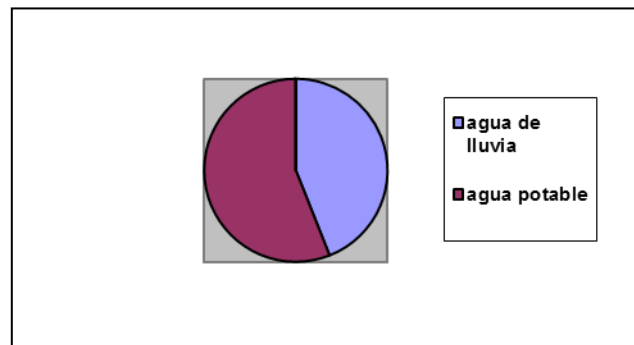
Figura 2: Descargas (de artefacto peligroso por día)

Al finalizar el proyecto se espera que los resultados sean aplicados en diseños de las instalaciones de edificios de viviendas.

Se espera ampliar los conocimientos sobre el tema para la comprensión de que el arquitecto puede intervenir para aportar a reducir el consumo de agua en edificios.

Se espera ampliar los conocimientos existentes para valorar la búsqueda de diseños alternativos.

Frente a esto se consigue un importante ahorro económico en consumo de agua potable, a su vez se contribuye a conservar un recurso escaso. Del 100% de uso de agua potable en una vivienda, la reutilización y aprovechamiento del agua permitiría evitar un consumo de aproximadamente el 44%. Es decir, que ahorraríamos agua potable en beneficio del consumo humano. Esto por lo tanto, ayudaría a la economía familiar y al medio ambiente.



**Figura 3** - Relación de consumo

Se espera que el procedimiento desarrollado sea útil para contribuir tanto en la mejora sobre las condiciones de vida, como en el diseño presente y futuro de los edificios, aportando al cuidado de un bien escaso hoy en el mundo.

## 6. CONCLUSIONES

- Por tratarse de una ciudad en crecimiento, se está a tiempo de incorporar criterios sustentables en las instalaciones de edificios.
- En este sentido en los resultados parciales se verificaron diferencias variables en consumos, que en algunos casos están asociados a la no interacción de la tecnología. Esto indicaría que las mediciones permitieron obtener valores similares a los conocidos y otros no.

Este trabajo muestra la importancia inmediata de ahorro del agua potable para consumo humano, sentando las bases para nuevas investigaciones en este ámbito, relacionadas con los beneficios del Desarrollo Sostenible.

Por estas razones, el trabajo confirmó la necesidad de desarrollar y aplicar métodos normalizados para el aprovechamiento de las aguas y que respondan a las necesidades y

condiciones regionales.

Frente a esto se consigue un importante ahorro económico en consumo de agua potable, a su vez se contribuye a conservar un recurso escaso y valioso.

Del 100% de uso de agua potable en una vivienda, la nueva propuesta permitiría evitar un consumo de aproximadamente el 44%. Es decir, que se ahorraría agua potable en beneficio del consumo humano. Esto por lo tanto, ayudaría a la economía familiar y al medio ambiente.

## 7. REFERENCIAS

[1] FAO 2002.

[2] ENOHTA

[3] Fernández, R. '*La Ciudad Verde*'. Editorial Espacio. Buenos Aires, Diciembre (2000).

[4] Tyler Millar, G. '*Introducción a la Ciencia Ambiental*'. Editorial THOMSON. Madrid España, (2002)



## GESTIÓN DE RIESGO POR INUNDACIONES. CASO DE ESPAÑA

**Martínez, N. Carolina; Allende García, M. Carla; López, Eduardo G.**

**Britch, Javier**

Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA), Córdoba  
Javier Britch, javierbritch@hotmail.com

**Resumen.** *En la última década, en la República Argentina, se han dado casos de inundaciones a niveles de eventos catastróficos con daños que se traducen a grandes impactos económicos como pérdidas humanas, heridos y traslados de cientos a miles de personas a lugares de resguardo. Tras recopilación de datos de diferentes casos de inundación se halla que no hay legislación específica sobre inundación ni gestión preventiva. Por ello se hace emergente la necesidad de adoptar medidas no sólo para la respuesta luego de una catástrofe de inundación sino para la prevención y capacitación. Los decretos argentinos más actuales solamente declaran zonas de emergencia para el resarcimiento económico a los afectados por un evento de inundación. Al respecto, la Comisión Europea declara la necesidad de contemplar y aplicar una gestión de riesgos de inundación la cual debe estar caracterizada por “prevención, protección, preparación, respuesta ante emergencia, remediación y lecciones aprendidas” (Directiva 2007/60/CE). Como muestra de la adopción de una gestión de riesgos de inundación se estudia la trasposición de la Directiva 2007/60 de la Comisión Europea en la legislación española a través del Real Decreto 903/2010. Las fases de adaptación e implementación darán bases para la regulación de la situación de Argentina.*

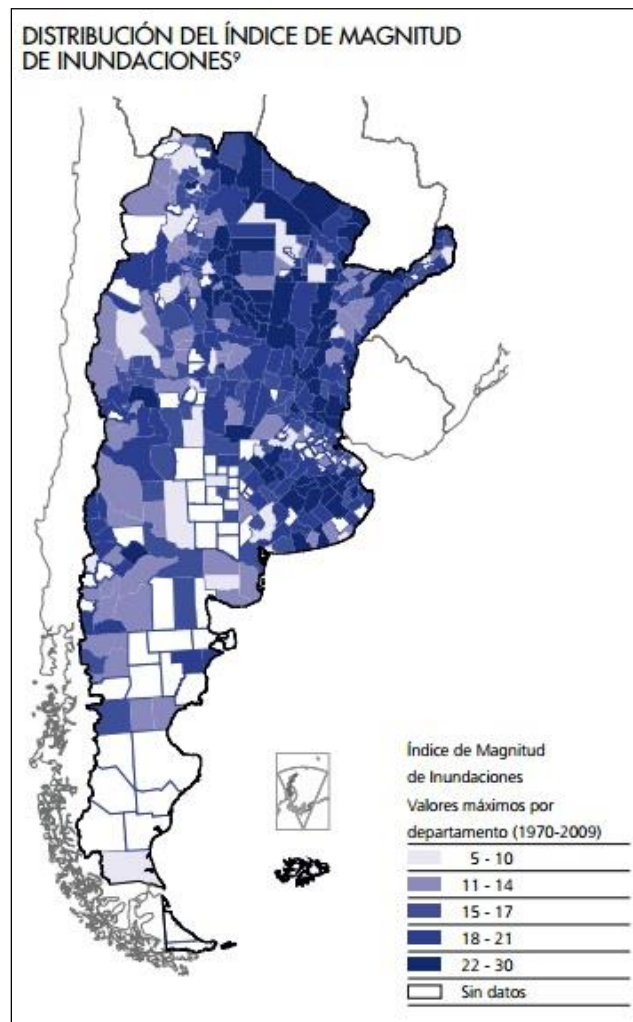
**Palabras clave:** Gestión de Riesgo, Inundación, Catástrofe, Legislación

### 1. LA PROBLEMÁTICA DE LAS INUNDACIONES EN ARGENTINA

Los conflictos ambientales derivados de la gestión y manejo de aguas emergen de su calidad (problemas de contaminación) y de su cantidad por defecto, en el caso de una sequía, o por exceso, en el caso de una inundación. Esta última se da por un anegamiento temporario de tierras que usualmente no están cubiertas por agua. La ocurrencia de inundaciones se produce por una concurrencia de factores naturales como intensas lluvias y fuertes vientos que provoca el desbordamiento de cursos de agua. Cuando la inundación afecta bienes materiales y personas termina siendo un evento catastrófico. Las catástrofes por inundaciones ocurren cuando los factores naturales confluyen con factores antrópicos como crecimiento no planificado de la ciudad, escaso mantenimiento de los desagües, impermeabilización o

entubación de cauces naturales, deforestación en zonas altas de la cuenca, asentamientos en zonas inundables o antiguos cauces de ríos.

Entre las principales consecuencias de las inundaciones se destacan la interrupción de vías y medios de comunicación, el deterioro o la destrucción de viviendas y otros edificios, la pérdida de cultivos y la inutilización temporaria de los suelos agrícolas sumado a su deterioro por la erosión hídrica, la salinización, la contaminación de las aguas, la proliferación de vectores de enfermedades y el consecuente riesgo para la salud de la población y pérdida de vidas humanas y traslado de personas a lugares de resguardo. Todo esto se traduce en pérdidas económicas y sociales para el estado y para productores. Una parte importante del territorio argentino se encuentra expuesta al riesgo de inundaciones. En la Figura 1 se muestra el índice de magnitud de inundaciones de Argentina extraído del Plan Estratégico Territorial (PET) de la Subsecretaría de Planificación Territorial de la Inversión Pública.



**Fig. 1** Índice de Magnitud de Inundaciones en Argentina [1]



En las últimas décadas del siglo XX y principios del siglo XXI se produjeron en Argentina varios desastres naturales siendo las inundaciones uno de los eventos recurrentes. La principal área de riesgo, como puede observarse en el mapa, se extiende por el centro y el este del país principalmente en las zonas bajas o con escasa pendiente expuestas a las crecidas de los ríos.

En la Tabla 1 se muestran los principales episodios de inundación en Argentina en los últimos años.

<b>Fecha</b>	<b>Lugar</b>	<b>Victimas</b>	<b>Evacuados</b>
Enero 1992	San Carlos Mina- Córdoba	46	S/D
Abril 1995	Pergamino- Bs As	3	13000
Abril 2003	Santa Fé	23	12000
Abril 2013	La Plata- Buenos Aires	89	2200
Febrero 2015	Sierras Chicas- Córdoba	6	Más de 1000

**Tabla 1:** Inundaciones catastróficas en Argentina 1990 – 2015 (Elaboración propia)

Las últimas inundaciones han sido de tipo catastrófico afectando a gran cantidad de población, de bienes y de recursos sobre todo en zonas productivas importantes lo que producen pérdidas económicas cuantiosas. En Santa Fe ocurrió la inundación de abril del año 2003 que afectó a la ciudad de Santa Fe y las localidades aledañas, fue una de las catástrofes más importantes del país por su magnitud. El sector que se inundó es naturalmente un sector inundable. El número de damnificados fue 12000 personas y 23 víctimas. Las inundaciones de La Plata de 2013 fueron eventos climáticos que afectaron a la ciudad y al Gran Buenos Aires en abril de 2013, con un registro de precipitaciones que marcó un récord histórico para el mes de abril en la región con más de 400 milímetros acumulados en 4 horas. En la ciudad de La Plata, 120.000 usuarios fueron afectados por cortes en el suministro de energía eléctrica, 190.000 afectados, más de 70.000 viviendas inundadas y pérdidas económicas estimadas en 3.400 millones de pesos. Es necesario remarcar que La Plata ya había sufrido 4 eventos de inundación en 8 años, culminando en este último del año 2013 que fue catastrófico. En febrero de 2015 en las Sierras Chicas de la Provincia de Córdoba se produjeron grandes pérdidas por inundación. El evento ocurrió por precipitaciones que alcanzaron los 300 mm en pocas horas. Las consecuencias de la inundación afectaron a toda la cuenca de Río Ceballos (Mendiolaza, Unquillo, Saldán y Villa Allende). En esta cuenca las urbanizaciones, tanto antiguas como actuales, están ubicadas en las zonas de mayor riesgo de inundación.

De acuerdo al panorama de las catástrofes por inundación ocurridas en Argentina, se observa que las mismas tuvieron su origen principal en la magnitud extraordinaria de las precipitaciones. Dicha situación culminó en una catástrofe por la existencia de zonas altamente urbanizadas en zona inundables, la planificación no integral y a esto se suma con no menor importancia, que en los últimos años el cambio climático, entendiéndolo como un proceso, ha potenciado los efectos negativos de la amenaza de inundación.

## 2. GESTIÓN DE RIESGO POR INUNDACIÓN

El riesgo por inundaciones hace alusión a un proceso social de múltiples factores determinado por un escenario pluricausal. El riesgo es por definición la probabilidad que se concrete el hecho perjudicial que de acuerdo a su alcance puede devenir en desastre o catástrofe. Desde el punto de vista analítico, se pueden identificar dos dimensiones constitutivas del riesgo: la peligrosidad, definida como la probabilidad de ocurrencia de un fenómeno natural o tecnológico con potencialidad de generar daño; y la vulnerabilidad, que refiere a las condiciones sociales, económicas, culturales, etc., que exponen a una población y la hace propensa a ser afectada y sufrir daño respecto a una peligrosidad. Son principalmente las condiciones sociales las que crean el riesgo, dado que un fenómeno natural por sí mismo no puede presentarse como una peligrosidad si no hay población vulnerable expuesta [2] [3]. De ahí radica su carácter de construcción social. Por otro lado, la interrelación entre estas dimensiones y su complejidad se expresa territorialmente con especificidades únicas y en constante transformación a lo largo del tiempo, dando como resultado la creación y actualización de riesgos.

La gestión de riesgos es un enfoque y práctica sistemática orientada a gestionar la incertidumbre para minimizar daños y pérdidas. Aplicado a inundación, el concepto de gestión de riesgo es el proceso sistemático para ejecutar políticas y fortalecer las capacidades de afrontamiento con el fin de reducir el impacto adverso de la amenaza natural (inundación) y la posibilidad que ocurra un desastre [4]. Actualmente, a nivel internacional, hay una evolución desde una visión de atención del desastre hacia una visión de gestión de riesgo de desastre, con un giro de concepto que incidirá en la adopción de medidas para la gestión de riesgo por inundación. En la Tabla 2 comparativa puede observarse la diferencia de ambas visiones.

La gestión del riesgo incluye la identificación, el análisis y la planificación que contendrán las medidas de respuesta para la reducción de ese riesgo. El análisis del riesgo de inundación consiste en determinar la naturaleza y extensión del riesgo existente mediante el análisis de las amenazas potenciales y evaluación de las condiciones de vulnerabilidad que pueden derivarse de la amenaza potencial, causando daños personales, a la propiedad y al ambiente. La reducción del riesgo de inundación hace referencia al análisis y a la gestión de los factores causales de desastres, incluyendo: reducción del grado de exposición a las amenazas, disminución de la vulnerabilidad de la población, ordenamiento territorial, preparación y respuesta ante emergencias. Las medidas para reducir el riesgo de inundación se pueden dividir en dos grupos: medidas estructurales y medidas no estructurales [5].

Las medidas estructurales engloban todas aquellas construcciones físicas que reducen o evitan los posibles impactos de la amenaza natural incluyendo un amplio rango de obras de ingeniería civil. Su funcionalidad se encuentra limitada ya que se diseña para eventos asociados a una cierta probabilidad anual de excedencia, de manera que si se produce un evento superior al de diseño, la estructura no es capaz de proporcionar la protección necesaria frente a la inundación y pierde su funcionalidad. Entre las medidas estructurales se pueden mencionar estructuras de retención, de protección y sistemas de drenaje.

Las medidas no estructurales hacen referencia a cualquier medida que no suponga una construcción física y que utiliza el conocimiento, las prácticas o los acuerdos para reducir el riesgo de inundación y sus impactos. Incluyen políticas, leyes, concientización, desarrollo del conocimiento, reglas de operación, así como mecanismos de participación pública e información a la población, de modo que puede reducirse el riesgo existente y los impactos derivados de la inundación. Buscan la reducción de la vulnerabilidad de la población a partir de la planificación y la gestión llevada a cabo antes, durante y después de la catástrofe. En lo que refiere a políticas y planeamiento urbano, lo que busca es desarrollar normativas que regule el uso de suelo y el tipo de edificación (también en cuanto a materiales de construcción y estructuras resistentes a la acción del agua) en zonas de elevado riesgo de inundación y en consecuencia realización de planeamientos urbanos que tengan en cuenta las zonas con riesgo de inundación. Son numerosas las áreas ocupadas por viviendas e infraestructuras asentadas en zonas potencialmente inundables debido a la disminución en la percepción del riesgo.

	<b>Visión de desastre</b>	<b>Visión de riesgo de desastre</b>
<b>Problema</b>	Fenómenos naturales	Vulnerabilidad social
<b>Causa</b>	Salvar vidas, atender y resarcir a los sobrevivientes	Vulnerabilidades generadas por el hombre
<b>Estrategia</b>	Preparación para atención de la emergencia.	Reducir los riesgos existentes y atender a las emergencias y desastres.
<b>Instrumentos de planificación</b>	Planes de emergencia y de contingencia.	Concepto preventivo en la planificación nacional, sectorial y territorial.
<b>Instrumentos Jurídicos e institucionales</b>	Normas nacionales que establecen la organización de instituciones de respuesta, crean mecanismos para facilitar el manejo de las emergencias y en algunos casos dictan mandatos generales para actividades de prevención.	Normas nacionales que generen mecanismos institucionales y regulatorios para la gestión integral de riesgos.

**Tabla 2:** Comparación entre la visión de desastre y la visión de riesgo de desastre [4]

### 3. LEGISLACIÓN SOBRE GESTIÓN DE RIESGO DE INUNDACIONES

#### 3.1. España

España posee una base legal general proveniente de administraciones hidráulicas referida a zonificación y limitación de uso de zonas inundables, ambas medidas de tipo no estructural. En la actualidad, la base de la ordenación de las zonas inundables se encuentra en el Real Decreto 1/2001 [6] con el cual se aprueba la Ley de Aguas, y en el Real Decreto 9/2008 por el cual se modificó el Reglamento de Dominio Público Hidráulico.

Este último reglamento establece una zonificación de las zonas inundables considerando el cauce natural que es el terreno cubierto por las aguas en las máximas crecidas y los márgenes. Dicha zonificación tiene como objetivo preservar el estado de dominio público hidráulico, prevenir el deterioro de los ecosistemas y proteger el régimen de las corrientes en crecidas. Las zonas establecidas son las siguientes:

- Zona de servidumbre: 5 metros de ancho
- Zona de policía: 100 metros de ancho. Se condiciona el uso de suelo y las actividades a desarrollar.
- Zona inundable: delimitada por los niveles que alcanzarían en las crecidas cuyo período de retorno sea de 500 años.

La primera referencia a un ordenamiento del uso de los espacios fluviales se encuentra en la Ley de Aguas de 1985 y no tuvo modificación con el texto refundado en la Ley de Agua del 2001 (Real Decreto 1/2001). En uno de sus artículos dispone que “el gobierno podrá establecer las limitaciones en el uso de zonas inundables que estime necesarias para garantizar la seguridad de las personas y bienes. Los Consejos de Gobierno de las Ciudades Autónomas podrán establecer normas complementarias de dicha regulación”.

En 2007 aparece la nueva directiva europea relativa a evaluación y gestión de riesgo de inundación, Directiva Europea 2007/60/CE [7]. El objetivo de dicha directiva es gestionar y reducir el riesgo que las inundaciones suponen para el bienestar humano, para el ambiente y para la infraestructura y sus propiedades. Para ello establece un marco de procedimientos para llevar a cabo la evaluación y gestión de los riesgos de inundación y para mitigar las consecuencias adversas de las inundaciones en la salud, el ambiente, el patrimonio cultural y las actividades económicas de las sociedades. Es decir, no incluye inundaciones de tipo urbano donde el principal causante es el sistema de alcantarillado de la ciudad.

La trasposición de la Directiva a la legislación española se realizó mediante el Real Decreto 903/2010 [8], sobre evaluación y gestión de riesgo de inundación. El ámbito de aplicación de dicha ley son las inundaciones ocasionadas por desbordamientos de ríos, torrentes de montaña y otras corrientes de agua continua o intermitente así como las ocasionadas por el mar en zona costera. La directiva establece 3 pasos para su aplicación:

1. Evaluación preliminar del riesgo de inundación. El objetivo es determinar aquellas zonas del territorio para las cuales se haya llegado a la conclusión que existe un riesgo potencial de inundación significativo o en las cuales la materialización de ese riesgo pueda considerarse como probable. La información que establece como mínima para llevar a cabo la evaluación son mapas de demarcación hidrográfica con los límites de cuencas y subcuencas, descripción de las inundaciones ocurridas en el pasado que hayan tenido impacto negativo indicando su extensión, vías de evacuación y evaluación de las repercusiones negativas que haya provocado.
2. Mapas de peligrosidad y de riesgo de inundación. Los mapas de peligrosidad son el elemento troncal de la gestión del riesgo de inundación. Para cada demarcación hidrográfica, la normativa establece que se deberán elaborar mapas de peligrosidad y mapas de riesgo de inundación. Los mapas de peligrosidad deben incluir las zonas que podrían inundarse y se considerarán 3 escenarios: baja probabilidad,

probabilidad media de inundación (período de retorno mayor o igual a 100 años) o alta probabilidad de inundación. Para cada escenario se deberá identificar la extensión de la inundación, nivel de agua y caudal de agua correspondiente. Por otro lado, los mapas de riesgo de inundación mostrarán las consecuencias adversas potenciales asociadas a la inundación en los 3 escenarios mencionados anteriormente. Las consecuencias serán expresadas en número indicativo de habitantes que pueden verse afectados, tipo de actividad económica de la zona que pueda verse afectada, a las instalaciones que puedan causar contaminación, depuradoras de aguas residuales, áreas protegidas, entre otras.

3. Planes de Gestión Ambiental. Sobre la base de los mapas se debe elaborar los planes de gestión. En estos se establecerán los objetivos de la gestión de riesgo de inundación centrandose su atención en la reducción de las consecuencias adversas potenciales de la inundación para la salud, el medio ambiente, el patrimonio cultural, la actividad económica y la infraestructura. Abarcarán medidas preventivas y paliativas, estructurales o no estructurales. Se deberán contemplar todos los aspectos de la gestión de riesgo de inundación centrándose en la prevención, protección, y preparación incluyendo la previsión de inundaciones y los sistemas de alerta temprana. Podrán incluir la promoción de prácticas de uso sostenible de suelo, mejora de la retención de aguas, entre otras.

Es necesario aclarar que dicha normativa se establece sobre la base de la Directiva Marco de Agua aprobada en el año 2001 donde aparece la unidad de cuenca como unidad de gestión del recurso hídrico y crea organismos de gestión para cada cuenca. Estos organismos son las Confederaciones Hidrográficas y son organismos autónomos que tienen como objetivo primordial establecer un Plan Hidrológico de la cuenca. Asimismo la normativa crea el concepto de “Demarcaciones Hidrográficas”, entendiéndose como tal la zona terrestre y marina compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas. El Real Decreto 125/2007 [9] fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas de España y son éstas las unidades de gestión para la implementación de la normativa de riesgo por inundación

### **3.2. Argentina**

En el caso de Argentina, la Ley N°25.688 [10] es la ley marco de Aguas de presupuestos mínimo sancionada en el año 2002. Ésta establece los presupuestos mínimos ambientales para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional. Dicha ley además de ser declarada como inconstitucional, es una ley orientada a la gestión de agua como recurso y no como peligro, ya sea por escasez o abundancia.

En Argentina no hay normativa específica de gestión de riesgo de inundaciones pero hay legislación referente a protección civil que hace referencia a gestión de riesgos por catástrofes de origen natural. El Sistema Nacional de Defensa /Protección Civil, que tiene su origen en Argentina en 1939, está conformado por la Protección Civil en el ámbito nacional y la Defensa Civil en el ámbito provincial y municipal. Hasta los 90, la atención

de los efectos de los desastres naturales era atendida por las autoridades militares con los sistemas y procedimientos destinados a reducir los efectos de los posibles bombardeos enemigos sobre el territorio nacional y esto dependía del Ministerio de Defensa.

Durante 1999, surge a través del Decreto 1250/99 el Sistema Federal de Emergencias (SIFEM) cuyo antecedente es la Comisión Nacional de Recuperación de Zonas Afectadas por Emergencias Climáticas, quien trabajaba en el Convenio de Préstamo BID. Este organismo surge en el ámbito de la Jefatura de Gabinete con responsabilidades similares a las que tiene Protección Civil pero con la posibilidad de coordinar a todos los organismos del Estado Nacional. La Dirección Nacional de Protección Civil tiene bajo su competencia: implementar las acciones tendientes a preservar la vida, los bienes y el hábitat de la población ante desastres de origen natural o antrópico, coordinando el empleo de los recursos humanos y materiales del Estado Nacional en las etapas de mitigación, respuesta y reconstrucción; y desarrollar el análisis de riesgo pertinente para la definición de políticas y formulación del planeamiento estratégico en materia de Protección Civil Nacional.

En 2005, la Argentina suscribió a la Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres pero recién lleva dos reuniones para arribar a una Plataforma Nacional para la Reducción del Riesgo de Desastres, un mecanismo multisectorial para promover la gestión de riesgo. Dicha estrategia apoyó la Planificación Estratégica Territorial, conocida como PET desarrollado en el marco institucional de la Subsecretaría de Planificación Territorial para la Inversión Pública dependiente del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. El PET fue formulado en 2004 a partir de la Política Nacional de Desarrollo y Ordenamiento Territorial. Este plan apunta a la valorización del patrimonio cultural y natural que implica una gestión integrada y responsable y la constitución de territorios más seguros a través de la reducción de riesgos naturales y antrópicos, siendo este uno de sus objetivos. Para cumplir con dicho objetivo se integra al PET el Programa Nacional de Reducción de Riesgo de Desastre. Además a partir de un trabajo emergente con la Dirección de Cambio Climático, dependiente de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, se elaboró un documento donde se desarrollaron lineamientos para articulación de la adaptación al cambio climático y la reducción de riesgo de desastre; y su incorporación en la planificación territorial.

En el caso de la provincia de Córdoba se dispone del régimen del Dominio Público de Agua el cual está delimitado por la línea de ribera. La misma está dada por el nivel de aguas cuando por el río escurre una creciente de 25 años de recurrencia. Cuando la línea de ribera no está establecida se aplica la Resolución N°395/05 de la Ex DIPAS, en la que se establece para río turísticos (enumerados en la resolución) dejar como mínimo 15 m a cada lado del río medido desde el borde del cauce permanente; y para el resto de arroyos dejar un mínimo de 12 m medidos desde el eje del curso de agua. Cabe destacar que dicha normativa no tiene como objetivo la zonificación de zonas inundables. Por otro lado, existe la Ley N° 8.906 de Defensa Civil. El sistema de defensa civil comprende el conjunto de previsiones y medidas de carácter general tendientes a prevenir, evitar, reducir y reparar los efectos de los eventos adversos resultantes de la acción de agentes naturales o antrópicos susceptibles de ocasionar un grave daño a la población o a los bienes

públicos, privados y al medio ambiente, y una vez acaecidos, aquellas que contribuyen a restablecer la normalidad en la zona afectada. Entre las funciones que se le establecen esta “fijar zonas de riesgo según la naturaleza del peligro potencial y la probable dispersión geográfica del mismo, confeccionando mapas de riesgo, promover en cada zona de riesgo la creación de servicios de defensa civil con capacidad de respuesta ante el peligro potencial previsto, fomentando la organización de comités zonales de defensa civil; y establecer planes de contingencia y programas de defensa civil” [11].

Asimismo y de reciente aparición fue creada el pasado 8 de abril de 2015, la Secretaría de Políticas de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático, la cual establece entre sus objetivos la elaboración de mapas de amenazas, vulnerabilidades y riesgos hídricos y ambientales ante nuevos escenarios climáticos y proponer políticas de gestión de obras de regulación y aprovechamiento en el marco de estos escenarios.

#### 4. CONCLUSIONES

- Las formas de organización territorial de la Argentina a lo largo de la historia no han tenido en cuenta la distribución de amenaza de inundación. Ello ha contribuido al aumento de la vulnerabilidad de las actividades productivas y de las infraestructuras. Como resultado, el país presenta una alta incidencia de desastres por inundación en magnitud e intensidad.
- La ocurrencia de los eventos de inundaciones ocurridos en los últimos años da cuenta que la experiencia aún no fue suficiente para prevenir desastres o catástrofes y sus impactos. Los eventos catastróficos fueron tratados de manera coyuntural como situación anómala o accidental dando lugar a su naturalización; éstos se han repetido y sus consecuencias e impactos enmarcados en el cambio climático, de difícil predicción, no han podido ser anticipados dando lugar a escasa planificación y organización de acciones de prevención y mitigación.
- Es alentadora la creación reciente en el marco del gobierno provincial de la Secretaría de Políticas de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático que presenta entre sus ejes de acción una visión de gestión por riesgo y en su mismo título expresa la necesidad de articular acciones y normativas que minimicen la vulnerabilidad y potencien las capacidades de los potenciales afectados así como el trabajo de la Dirección Nacional de Cambio Climático que trabaja al riesgo por inundaciones en un esquema de planificación territorial.
- Con respecto al estudio de la normativa de España, se observa la evolución desde una visión humanitaria del desastre hacia una visión de los riesgos como problemática de desarrollo. En consecuencia, una evolución desde una misión institucional reactiva hacia una misión institucional preventiva.
- La ley Marco de Aguas de Argentina tiene la visión de agua como recurso solamente. Argentina no cuenta con una ley marco sobre reducción de riesgo de inundación o de desastres que permitan desarrollo normativo amplio sobre el tema.
- Las normas argentinas en general no establecen instrumentos que induzcan a introducir obligatoriamente el tema de la reducción de riesgo en la planificación.

- En Argentina la gestión de riesgo de desastre es una agenda en proceso de construcción ya que existen esfuerzos institucionales aislados y asignaturas pendientes. Por tanto hace falta avanzar en el marco político y normativa que sirva de base para incorporar la reducción de riesgo de inundación (o de desastres/catástrofes).

## REFERENCIAS

- [1] Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. *Planificación Estratégica Nacional. Proceso de Planificación estratégica conducido por el gobierno nacional, mediante la formación de consensos, para el despliegue de la inversión pública y el desarrollo territorial*. Argentina. (2011).
- [2] Natenzon, Claudia E. *Riesgo, vulnerabilidad e incertidumbre. Desastres por inundaciones en Argentina*. PIRNA Programa de investigaciones en Recursos naturales y ambiente. Facultad de Filosofía y Letras- UBA. Buenos Aires, Argentina. (2000).
- [3] Natenzon, Claudia E. *Catástrofes Naturales, riesgo e incertidumbre*. FLACSO. Serie documentos e informes N°197. Buenos Aires Argentina (1995).
- [4] Naciones Unidas. UNISDR *Terminología sobre reducción de riesgo de desastre*. Estrategia Internacional para la reducción de desastres. (2009).
- [5] Barrantes Castillo, Gustavo. *De la atención del desastre a la atención del riesgo; una visión desde la geografía*. Revista Geográfica de América Central. N°47 pp 15 – 38. Costa Rica. (2011).
- [6] Casafont, Luis Berga. “Las inundaciones en España. La nueva directiva Europea de inundaciones”. *Revista de Obras Públicas* N°3520. Año 158. Barcelona, España. (2011).
- [7] Directiva 2007/60/CE *Evaluación y gestión de los riesgos de inundación*. Comunidad Europea (2007).
- [8] Real Decreto 903/2010 *Evaluación y gestión de riesgos de inundación*. España. (2010).
- [9] Real Decreto 125/2007 *Ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas*. España. (2007).
- [10] Ley N° 25.688 *Ley de Régimen Gestión Ambiental de Aguas*. Argentina. (2002).
- [11] Ley N°8.960 *De Defensa Civil*. Córdoba, Argentina. (2000).



## DISPOSICIÓN FINAL PARA LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS

De Seta, Elizabeth G.<sup>1,2</sup>, Meichtry, Jorge M.<sup>2</sup>, López, Rubén A.<sup>3</sup>, Reina, Fernando D.<sup>2</sup>, Domingo, Esteban J.<sup>3</sup>, Lan, Luis E.<sup>1,2</sup>, Mugrabi, Fernando I.<sup>2</sup>, Guerra, Juan P.<sup>3</sup>, Porcel Laburu, Aitor<sup>3</sup>

1\*: Dpto. Cs. Básicas, UDB-Química  
Facultad Regional Buenos Aires  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano N° 951 – CABA

e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar, web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

2: Dpto. Ing. Química  
Facultad Regional Buenos Aires  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano N° 951 – CABA

e-mail: meichtry@cnea.gov.ar, web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

3: Dpto. Ing. Civil  
Facultad Regional Buenos Aires  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano N° 951 – CABA

e-mail: civil@civil.frba.utn.edu.ar, web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Se estudió la disposición final de los residuos sólidos generados durante el abatimiento de arsénico en aguas, por adsorción-coagulación-filtración con arcilla natural y hierro cerovalente (contenido de As 1,0 % m/m). Los residuos fueron combinados con arena y cemento Portland (67,5% de arena, 7,5% de residuo, 25% cemento), obteniéndose probetas que fueron evaluadas para su posible uso en la construcción. Se hicieron ensayos de resistencia mecánica y de lixiviación, empleándose probetas testigos (75 % arena y 25 % cemento) como comparación. Los ensayos mecánicos de compresión y flexión mostraron una disminución en la resistencia de 12% y 21%, respectivamente, en las probetas con residuos, indicando un mortero de menor calidad pero aún apto para su uso en la construcción. Los métodos para la evaluación de lixiviados, a) agua; b) Método 1311 - USEPA-TCLP; c) Método 1313 - USEPA-LSP; d) Método CAL-WET, evidenciaron buenas condiciones de estabilización, siendo necesarias condiciones extremas ( $HCl > 0,2 M$ ) para superar el límite de  $1 mg L^{-1}$  de As que clasifica a los residuos como peligrosos. Estos resultados indican que, en la proporción usada, estos residuos pueden disponerse como materiales para la construcción.*

**Palabras clave:** Abatimiento Arsénico, Disposición Final, Estabilización/Solidificación, Lixiviados, Propiedades Mecánicas.

## 1. INTRODUCCIÓN

Estudios efectuados en 15 provincias argentinas evidencian la presencia de arsénico en aguas subterráneas en concentraciones superiores a los  $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ , límite máximo fijado por la normativa nacional, el Código Alimentario Argentino (CAA) [1]. La relevancia de esta problemática se ve reflejada en la gran cantidad de estudios científico- técnicos sobre sistemas de tratamiento aptos para potabilizar agua conteniendo arsénico. Sin embargo, un aspecto que es poco analizado cuando se evalúan sistemas de tratamiento es la disposición final de los residuos generados, especialmente los barros o sólidos.

El tratamiento de abatimiento de arsénico de aguas subterráneas genera efluentes y residuos que dependen del tipo de tecnología utilizada y de la calidad de agua a tratar. Los efluentes, como los generados por ósmosis inversa, tendrán una concentración de sales en solución, y en particular de arsénico, mayor a la del agua a tratar [2], por lo que esta agua de rechazo puede requerir disposición especial. Por otro lado, los procesos de tratamiento que transfieren al arsénico a una fase sólida, como por ejemplo los basados en coagulación-floculación y/o adsorción, generan residuos sólidos constituidos por oxo-hidróxidos de hierro, aluminio y calcio ( $\text{FeAsO}_4$ ,  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{AsO}_4)_3$ ,  $\text{FeOH}_2\text{AsO}_4$ ,  $\text{Al}(\text{H}_2\text{AsO}_4)_3$ ,  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{AsO}_4)_2$ ,  $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ ,  $\text{Ca}_4(\text{OH})_2(\text{AsO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , etc.) [2-5] que retienen al arsénico.

La naturaleza química y las características toxicológicas de estos residuos los hace difíciles de tratar eficazmente, en especial si se tiene en cuenta que el arsénico puede cambiar fácilmente su forma química en el medio ambiente según las condiciones redox y/o la presencia de materia orgánica y microorganismos [6]. Los residuos generados durante el abatimiento de arsénico deben disponerse de manera de evitar posteriores contaminaciones, como las que podrían producirse al depositar estos residuos en lagunas para deshidratación, práctica común para los barros resultantes del tratamiento de aguas para bebida y de particular preocupación medioambiental. Una adecuada caracterización de estos residuos resulta por lo tanto fundamental antes de proceder con su disposición final [7]. La normativa nacional establece que los residuos generados en plantas de tratamiento de efluentes líquidos deben ser clasificados como residuos industriales según la Ley 25.612/02 [8]. Asimismo, la Resolución 97/01 [9] define como barros, a los fines de la norma, a la acumulación de sólidos separados en los procesos de tratamiento de efluentes líquidos y establece el manejo sustentable de estos barros por lo que resulta necesario para su correcta gestión, determinar si se trata de un residuo peligroso según la Ley 24.051/92 [10] y su Decreto Reglamentario 831/93 [11]. Tanto la Resolución 97/01 [9] como el Decreto 831/93 en su Anexo V [11] requieren para su disposición en rellenos sanitarios determinaciones analíticas sobre lixiviados, siendo el valor límite para arsénico de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Una opción es la estabilización de los residuos en matrices que puedan ser utilizadas como materiales de construcción [3]; este tipo de aplicación ha sido reportada por la USEPA, según la cual en el período 1995-1996 se dispusieron 400.000 toneladas de residuos peligrosos de arsénico mediante solidificación /estabilización usando cemento o puzolanas [12]. Este tratamiento promueve la inmovilización del arsénico por la combinación de mecanismos de atrapamiento físico y reacción química [13]; sin embargo, antes de su aplicación se requieren estudios de las propiedades estructurales así como también de estabilidad del arsénico en los

materiales resultantes.

En este trabajo se estudiaron los residuos sólidos y semisólidos generados durante los procesos de adsorción-coagulación-filtración. Con el fin de prevenir posteriores contaminaciones de suelos y aguas subterráneas se analizó la tecnología de valorización y/u optimización de estabilización / solidificación para que pueda disponerse finalmente como materiales para construcción.

## 2. EXPERIMENTAL

### 2.1. Materiales y Reactivos

Los materiales activos para utilizados para remover As mediante adsorción y co-precipitación fueron:

1) *Arcilla* (ar): material natural extraído de la Provincia de Misiones, molido y tamizado por malla 20 (tamaño de partícula inferior a 0,84 mm). La composición química fue determinada previamente [14]: 9,26 % m/m Al, 3,98 % m/m Fe, 0,064 % m/m Mn, de manganeso y 7% de sólidos volátiles.

2) *Hierro cerivalente* (Fe(0)): de alta pureza (>99,8%), con un diámetro de partícula comprendido mayoritariamente (> 95%) entre 0,84 mm y 0,074 mm.

Para la fabricación de los morteros se usó *arena silícea*, tipo oriental, y *cemento portland normal* (CPN) (Tabla 1).

*Reactivos*: ácido ascórbico (99%), molibdato de amonio (98%), tartrato de antimonio (99%), ácido sulfúrico (98%). Los demás reactivos empleados fueron de calidad analítica. En los experimentos de remoción de arsénico se empleó soluciones de As(V) o As(III) (5 mg L<sup>-1</sup> de As total) preparadas en agua destilada (conductividad ≤ 0,5 μS cm<sup>-1</sup>).

Tipo de Cemento	Nomenclatura	Composición [g / 100 g]			
		Clinker + sulfato de calcio	Puzolana (P)	Escoria (E)	"Filler" calcáreo (F)
Cemento portland normal	CPN	100 - 90		0 - 10	

**Tabla 1:** Composición del cemento portland. Fuente: Cementos Loma Negra C.I.A.S.A.

### 2.2. Equipos

Espectrofotómetro de doble haz Shimadzu, modelo UV-1700, con celdas de cuarzo de 1 cm de paso óptico, para las determinaciones espectrofotométricas.

Horno eléctrico ORL, modelo H 701 L, para calcinar las muestras a 700 °C.

Agitador orbital con calefacción Ferca requerido en los experimentos con agitación.

Horno digestor de microondas ANTON PAAR Multiwave 3000, para la disgregación de las muestras de arcilla.

Espectrómetro de Emisión Óptica por Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-OES) PERKIN

ELMER modelo Optima 2000 DV, para el análisis de las muestras de arcilla.

Tamizador por vibración y serie de tamices de Abrams, para el análisis granulométrico de la arena.

Mezcladora normalizada con recipiente de acero inoxidable y paletas de mezclado accionadas por motor eléctrico de velocidades controladas, para la preparación de morteros.

Moldes de acero con tres compartimientos para moldear probetas prismáticas de 4 x 4 cm de sección y 16 cm de largo.

Mesa de escurrimiento para la compactación del mortero.

Marco de carga para ensayos de flexión marca "Soiltest" con celda de carga de 2000 Kg de capacidad y 0.1 Kg de precisión.

Marco de carga marca "Omnia" de 120 toneladas de capacidad con celda de carga de 30 toneladas de capacidad y 10 Kg de precisión para realizar los ensayos de compresión de probetas prismáticas.

### 2.3. Técnicas analíticas empleadas

*Determinación de As(V) y As(III):* Se utilizó la técnica descrita Lenoble y col. [15] (límite de cuantificación para As mediante esta técnica es de 50 ppb)

*Determinación de pH y conductividad:* Se utilizaron mediciones potenciométricas con electrodos correspondientes.

### 2.4. Desarrollo de los experimentos

*Preparación de probetas:* Se prepararon según las especificaciones de la Norma IRAM 1622, y se compactaron según la Norma IRAM 1570 en la mesa de escurrimiento. El movimiento vertical en caída del molde de 12.7 mm se efectuó 40 veces de modo de eliminar el aire incorporado durante el mezclado del mortero y se desmoldaron a las 72 horas.

*Ensayos mecánicos de flexión y compresión:* Se realizaron según las especificaciones de la Norma IRAM 1622, Cemento Portland, determinación de la resistencia mecánica. Para la realización de los ensayos se utilizaron prensas según los marcos de carga descriptos.

*Experimentos de lixiviación:* Se realizaron mediante adaptaciones de USEPA-TCLP, Método 1311 (1992), USEPA-LSP, Método 1313 (2012) y el método CAL-WET, California Waste Extraction Test (1895).

## 3. RESULTADOS

### 3.1. Estabilización / Solidificación por cementación

La estabilización por solidificación es un tratamiento físico químico [16] en el que los contaminantes son físicamente unidos o encerrados dentro de una masa estabilizada (solidificación), o en el que a partir de reacciones químicas inducidas entre el agente estabilizante y los contaminantes se reduce la movilidad (estabilización).

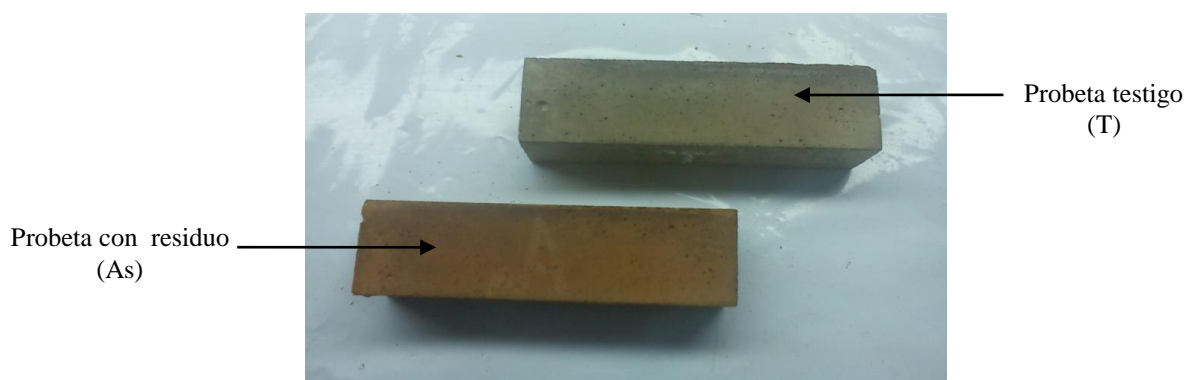
Es una tecnología de tratamiento de residuos sólidos (suelos, sedimentos, lodos) contaminados con arsénico [3], puede utilizarse sola o combinada con otros métodos de tratamiento para

producir un producto o material adecuado. El cemento, la cal y el fosfato son los aglutinantes de estabilización más comunes utilizados [17].

Los residuos sólidos y semisólidos fueron obtenidos por el tratamiento con ar (2,5 % m/m) y/o Fe(0) (0,05 % m/m) de soluciones de As(V) y As(III) de 5 mg L<sup>-1</sup> de As total a pH 7, lográndose en todos los casos remociones de As mayores al 90%. Los residuos fueron separados por filtración con filtros de papel del líquido tratado y luego fueron homogeneizados, espesados y deshidratados por secado térmico a 60 °C antes de someterlos al proceso de estabilización / solidificación en morteros de cemento portland. El contenido de As en los residuos deshidratados fue de 1,0 % m/m.

Los morteros se formularon según la norma IRAM 1622 (“Cemento Portland, determinación de la resistencia mecánica”) en lotes de 2000 g; luego se moldearon y curaron para ser evaluadas posteriormente. Cada mortero fue elaborado en una mezcladora normalizada con recipiente de acero inoxidable y paletas de mezclado accionadas por motor eléctrico, a velocidades controladas de acuerdo a especificaciones de la norma mencionada (IRAM 1622). Una vez obtenido cada mortero, se realizó el llenado de los moldes para la obtención de probetas prismáticas de 4 x 4 cm de sección y 16 cm de largo (Figura 1), las que fueron compactadas en la mesa de escurrimiento, desmoldadas a las 72 horas y ensayadas a los 28 días en las prensas correspondientes para los ensayos de flexión y compresión.

Los restos de material resultado de los ensayos de resistencia mecánica se utilizaron para preparar las muestras que fueron sometidas a los distintos experimentos de lixiviados, los que permitieron evaluar la estabilidad química de los morteros cementados.



**Figura 1:** Probetas prismáticas de 40 x 40 x 160 mm, desmoldadas a las 72 hs; edad 28 días. Probetas (As): reemplazo del 10% de arena por residuo; Probetas (T): reemplazo del 10% de arena por Fe(0).

### 3.2. Ensayos de resistencia mecánica de morteros de cemento

El residuo solidificado y estabilizado puede ser dispuesto como relleno o puede ser reciclado como material de construcción si cumple requisitos de resistencia específica, y de lixiviados dentro de los límites aceptables para contaminantes tóxicos [18]. Diversos trabajos proponen la fabricación de ladrillos con una proporción recomendada de hasta 15 % m/m -25 % m/m de lodos contaminados [18, 19], y se estima que las propiedades del cemento no se ven afectadas en concentraciones de hasta 500 ppm de As(V) en el sólido [20].

En la Figura 2 se muestran los equipos utilizados para los ensayos mecánicos. Estos ensayos mostraron que las probetas con residuos de arsénico presentaron una disminución promedio de 21% en la resistencia a la flexión y de 12% en resistencia a la compresión en comparación con las probetas testigos (Tabla 2). Se atribuye esta disminución en la resistencia mecánica a la presencia de arcilla en los residuos con arsénico, principalmente a través de la absorción por parte de la arcilla del agua de hidratación del cemento [21].

La resistencia a la flexión fue la propiedad más afectada por el agregado de residuo y es una medida de la resistencia a la tracción del concreto. Si bien los ensayos de flexión suelen ser utilizados con propósitos de diseño, es la resistencia a la compresión la que se utiliza para ordenar y aceptar el concreto resultando el ensayo más conveniente y confiable [22].

Denominación	Composición				Resistencia Mecánica	
	Residuo	Hierro	Arena	Cemento	Flexión	Compresión
Mortero testigo (T)	-	15 g	1500 g	500 g	2,06 Mpa	38,34 MPa
Mortero con residuo (As)	150 g	-	1350 g	500 g	1,62 MPa	33,83 MPa

**Tabla 2:** Ensayos de flexión y compresión sobre probetas prismáticas de cemento portland. Condiciones: Probetas (As), reemplazo del 10% de arena por residuo de arcilla y Fe(0) contaminado con As; Probetas (T), reemplazo del 10% de arena por Fe(0). Desmolde a las 72 hs. 28 días de edad.



Figura 2: Ensayos de flexión y compresión. Probetas prismáticas de 40 x 40 x 160 mm, desmoldadas a las 72 hs; edad 28 días.

### 3.3. Ensayos de estabilidad química del arsénico sobre los lixiviados

La movilidad del arsénico se ve afectada por las condiciones ambientales, incluyendo los equilibrios ácido-base, pH y de oxidación-reducción, la presencia de cationes y aniones complejantes (tales como sulfuros, calcio y hierro), y las reacciones de adsorción / desorción de las distintas fases sólidas presentes [2,17,23]. Por lo tanto, es necesario realizar una

caracterización de los residuos mediante pruebas de lixiviación, y determinar de esta forma el grado de inmovilización de los contaminantes.

Se realizaron pruebas de lixiviación sobre el material cementado previamente molido, los resultados se presentan en la Tabla 3.

Se utilizaron las siguientes adecuaciones de los ensayos:

a) Agua: 10 g de material fueron agitados con 200 ml de agua a pH 7 durante 18 h.

b) Método 1311 - USEPA-TCLP: Se agitaron 10 g con 200 ml de una solución acuosa de ácido acético durante 18 h.

c) Método CAL-WET: Se agitaron 20 g con 200 ml de una solución acuosa de ácido cítrico, durante 48 h.

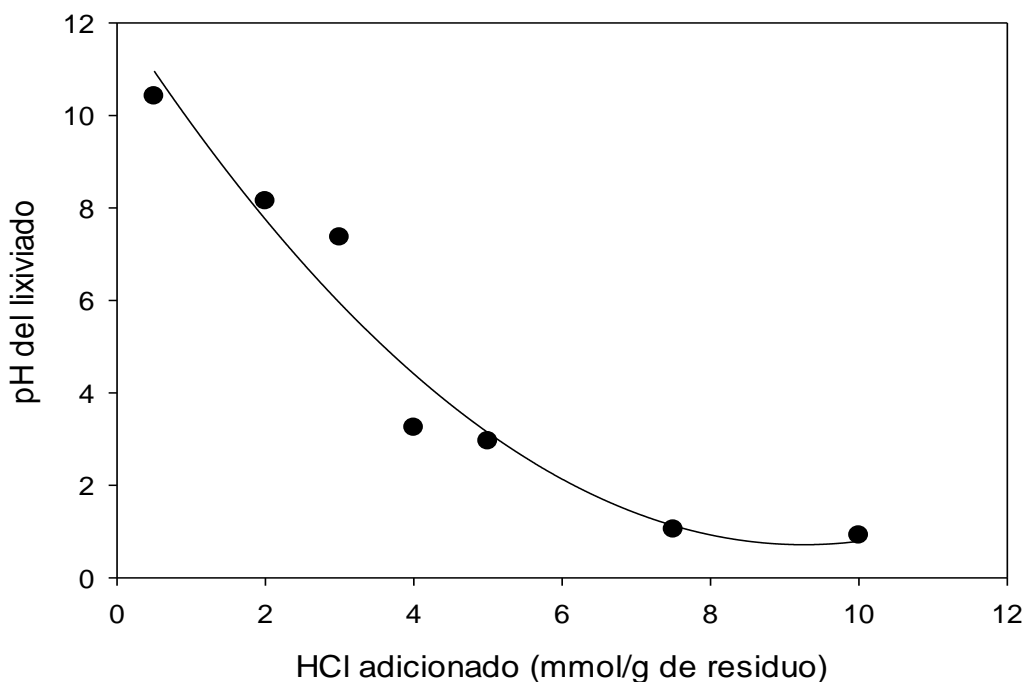
c) Método 1313 - USEPA-LSP: Se agitaron 20 g de material cementado con 200 ml de una solución acuosa de ácido clorhídrico, según concentraciones indicadas en la Tabla 3, durante 24 h.

A continuación se analizó la concentración en solución de As(V) y As(III) filtrando las muestras previamente, y empleando la técnica espectrofotométrica descrita en la sección experimental.

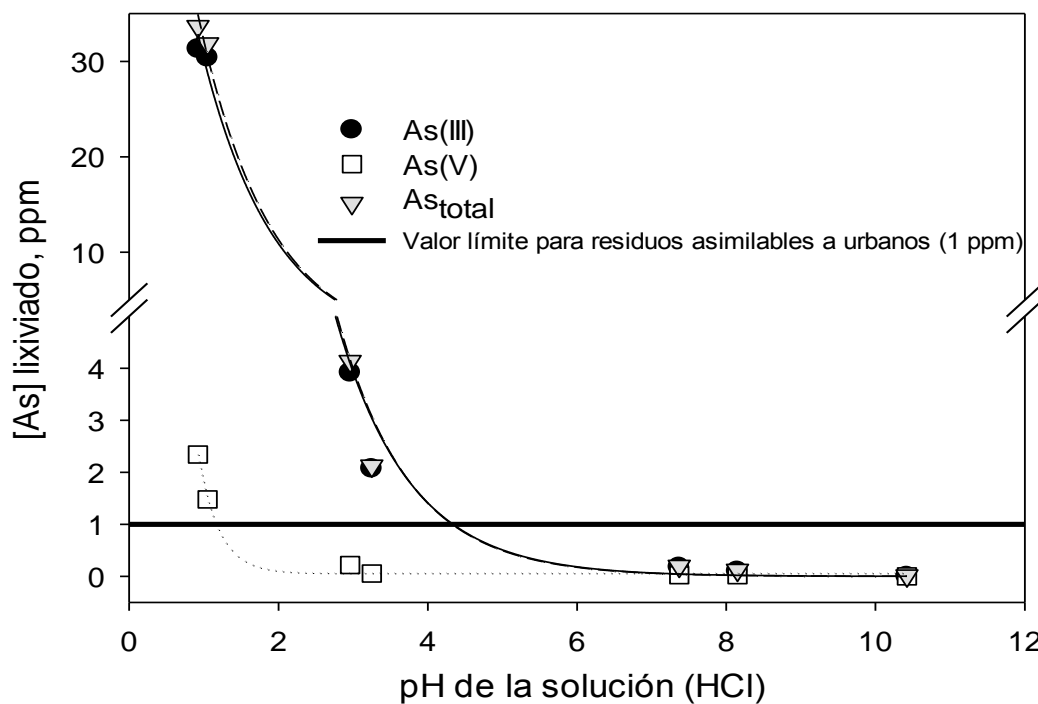
Tratamiento		pH final	Conductividad (mS)	[As(III)] lixiviado (mg/ L)	[As(V)] lixiviado (mg/ L)	% del total As lixiviado	
Agua		11.60	2.19	≤ 0.05	≤ 0.05	≤0.05	
Método 1311, TCLP		9.50	3.93	≤ 0.05	≤ 0.05	0.1	
Método CAL-WET		8.50	5.48	0.14	≤ 0.05	0.2	
Método 1313, LSP	HCl	0.05 M	10.42	5.80	≤ 0.05	≤ 0.05	≤0.05
		0.20 M	8.15	13.35	0.10	≤ 0.05	0.2
		0.30 M	7.37	15.01	0.18	≤ 0.05	0.3
		0.40 M	3.25	18.10	2.07	0.05	2.9
		0.50 M	2.96	42.10	3.92	0.22	5.7
		0.75 M	1.05	51.70	30.3	1.48	43.6
		1.00 M	0.92	127.30	31.3	2.34	46.1

**Tabla 3:** Test de lixiviados sobre probetas cementadas. El As Total representa la suma de As(III) y As(V) respecto al contenido total en la probeta.

La lixiviación de arsénico fue significativa sólo en las muestras tratadas con concentraciones de HCl superiores a 0,2 M (Tabla 3 y Figura 3).



**Figura 3:** Residuo de alta alcalinidad: Cemento Portland. Variación del pH de los lixiviados en función de los moles de ácido clorhídrico agregados para la extracción de la muestra seca de residuos.



**Figura 4:** Variación de la concentración de las distintas especies de arsénico en el lixiviado, en función del pH final obtenido luego del proceso de lixiviación.



El arsénico lixiviado correspondió casi exclusivamente a la especie As(III) (Tabla 3 y Figura 4), lo que se correlaciona con la mayor movilidad de esta especie de As [2,6]. También se ha reportado que, en residuos de minería de alto contenido de hierro, la lixiviación de As(III) es mayor a la de As(V) [24, 25]; por último, puede destacarse que una alta relación hierro/arsénico aumentó la estabilidad a largo plazo de ambas especies de arsénico retenidas en estos residuos, y que el aumento en la proporción de aluminio disminuyó la movilidad del hierro y el arsénico [24, 25].

#### 4. CONCLUSIONES

Las probetas con arcilla mostraron una pequeña disminución de la resistencia mecánica bajando la calidad del mortero, aunque el principal parámetro analizado, la compresión, tuvo una disminución menor al 12%, por lo que el material continúa siendo apto para su uso en la construcción.

Los estudios de lixiviación de arsénico indicaron que, en condiciones normales, no es significativa la cantidad de arsénico liberado, siendo necesarias condiciones muy extremas ( $\text{HCl} > 0,2 \text{ M}$ ) para superar el límite máximo permitido para residuos no peligrosos de  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

Puede concluirse por lo tanto que la estabilización por solidificación con cemento Portland de los residuos generados del tratamiento de arsénico mediante arcilla y Fe(0) es una alternativa viable para la disposición final, y que es factible su uso como material para la construcción.

#### REFERENCIAS

- [1] Código Alimentario Argentino, Capítulo XII, Modificación de los Artículos 982 y 983 (2007). Disponible en: [www.msal.gov.ar/argentina-saludable/pdf/CAPITULO\\_XII.pdf](http://www.msal.gov.ar/argentina-saludable/pdf/CAPITULO_XII.pdf) (junio 2015).
- [2] Marta I. Litter, Ana M. Sancha, Ana M. Ingallinella, *Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas*. IBEROARSEN, CYTED (ed.), Argentina (2010).
- [3] Collin Sullivan, Mark Tyrer, Christopher R. Cheeseman, Nigel J. D. Graham, "Disposal of water treatment wastes containing arsenic - A review", *Sci. Tot. Environ.* 408, pp. 1770–1778, (2010).
- [4] Shreemoyee Bordoloi, Manoranjan Nath, Robin K. Dutta, "pH-conditioning for simultaneous removal of arsenic and iron ions from groundwater", *Proc. Safety Environ. Prot.* 91, pp. 405–414, (2013)
- [5] María L. Castro de Esparza, "Tratamiento de lodos, post remoción de arsénico en el agua de bebida en Iberoamérica", *Curso/Taller Remoción de Arsénico en Aguas Sede IATA*, IBEROARSEN-CYTED, Valencia-España, (2008).
- [6] Jochen Bundschuh, Alejo Pérez-Carrera, Marta I. Litter, *Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*, IBEROARSEN, CYTED (ed.), Argentina, (2008).
- [7] Cortney H. Itle, *Properties of waste resulting from arsenic removal processes in drinking water treatment*, tesis de Maestría, Virginia Polytechnic Institute (ed.), (2001). Disponible en: <http://scholar.lib.vt.edu/theses/available/etd-07242001-161747/unrestricted/ItleETD.pdf>

- (junio 2015).
- [8] Congreso de la Nación, Ley Nacional 25.612, *Gestión integral de residuos industriales y de actividades de servicios*. Argentina (2002).
- [9] Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente, Resolución 97/2001, *Reglamento para el Manejo Sustentable de Barros Generados en Plantas de Tratamiento de Efluentes Líquidos*. Argentina (2001)
- [10] Congreso de la Nación, Ley Nacional 24.051, *Gestión de Residuos Peligrosos*. Argentina (1991).
- [11] Presidencia de la Nación, Decreto 831/93, *Reglamentación de la ley 24.051 de Residuos Peligrosos*. Argentina (1993).
- [12] U.S Environment Protection Authority (USEPA) - Office of Solid Waste. BRS: Biennial Reporting System. 1997 Reporting Year, (2000).
- [13] Godage B. Wickramanayake, Kim Cizerle, Wendy Condit. “Treatment Options for Arsenic Wastes”, *Characterization of Waste, Chemistry, and Treatment and Disposal*, U.S. EPA Workshop on Managing Arsenic Risks to the Environment (EPA/625/R-03/010), (2001).
- [14] Jorge M. Meichtry, Maia D. Castiglia, Fernando I. Mugrabi, Fernando D. Reina, Elizabeth G. De Seta, Silvio Bressan, Alberto R. López, Esteban Domingo, “Remoción de Arsénico en Agua Mediante Materiales de Bajo Costo y Segura Disposición Final”, 1<sup>er</sup> Congreso Argentina y Ambiente 2012, M. Dos Santos Afonso y R. M. Torres Sánchez (Editores), Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias. pp. 980–985, (2012).
- [15] Véronique Lenoble, Véronique Deluchat, Bernard Serpaud, Jean-Claude Bollinger, “Arsenite oxidation and arsenate determination by the molybdene blue method”, *Talanta* 61, pp. 267–276, (2003).
- [16] Federal Remediation Technology Roundtable - Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0 - Disponible en: [http://www.frtr.gov/matrix2/top\\_page.html](http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html) - (junio 2015)
- [17] Linda Fiedler, “Arsenic Hazardous and Remediation Waste: Sources and Treatment”, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office. U.S. EPA Workshop on Managing Arsenic Risks to the Environment: Characterization of Waste, Chemistry, and Treatment and Disposal” (EPA/625/R-03/010), (2001).
- [18] H. M. A. Mahzuz, R. Alam, M. N. Alam, R. Basak, M. S. Islam, “Use of arsenic contaminated sludge in making ornamental bricks”, *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 6 (2), pp. 291-298, (2009).
- [19] Abdur Rouf, Delwar Hossain “Effect of using arsenic-iron sludge in brick making”, The International Symposium on Fate of Arsenic in the Environment, Bangladesh University of Engineering and Technology (BUET), Dhaka, Bangladesh y The United Nations University, Tokyo, Japan with assistance from ITN Centre, Bangladesh. (2003). Disponible en: <http://www.unu.edu/env/arsenic/Dhaka2003/15-Rouf.pdf> - (junio 2015)
- [20] A. K Minocha, Amit Bhatnagar, “Immobilization of Arsenate (As<sup>5+</sup>) Ions in Ordinary Portland Cement: Influence on the Setting Time and Compressive Strength of Cement”, *Res. J. Environ. Toxicol.* 1, pp. 45–50, (2007).
- [21] Jorge M. Meichtry, Elizabeth G. De Seta, Alberto R. López, Fernando D. Reina, Silvio A.

- Bressan, Esteban J. Domingo, Natalia R. Tojo, Mariela P. Bianchi, Luis E. Lan, Fernando I. Mugrabi, “Abatimiento de Arsénico en Aguas y Disposición Final Segura”, *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina: contribuciones de la IV Reunión Anual PROIMCA y II Reunión Anual PRODECA. : Universidad Tecnológica Nacional*, Salvador E. Puliafito, David Allende, Cecilia Panigatti (Eds.), pp. 160 - 172 (ISBN 978-950-42-0150-2), (2013).
- [22] National Ready Mixed Concrete Association. *CIP-16. Resistencia a la flexión del concreto*. Disponible en: <http://www.nrmca.org/aboutconcrete/cips/CIP16es.pdf> - (Junio 2015).
- [23] USEPA 2000a. - Office of Emergency and Remedial Response - U.S Environment Protection Authority. CERCLIS3 Database. October.
- [24] Juscimar Silva, Jaime W.V. Mello, Massimo Gasparon, Walter A.P. Abrahão, Virgínia S.T. Ciminelli, Tony Jong, “The role of Al-Goethites on arsenate mobility“, *Water Res.* 44, pp. 5684–5692, (2010).
- [25] Marta I. Litter, Alejo L. Pérez Carrera, Alicia Fernández Cirelli, Ana M. Ingallinella, Ana M. Sancha Fernández, Hugo B. Nicolli, Lorena P. Cornejo Ponce, Nelly A. Mañay Larrosa, Silvia S. Farías, Virginia Sampaio Teixeira Ciminelli, *El problema del arsénico en el mercosur. Un abordaje integrado y multidisciplinar en la investigación y desarrollo para contribuir a su resolución*. Premio MERCOSUR de ciencia y Tecnología. (2011). Disponible en: [http://www2.cnea.gov.ar/pdfs/actividades\\_ambientales/premio\\_mercosur-2011.pdf](http://www2.cnea.gov.ar/pdfs/actividades_ambientales/premio_mercosur-2011.pdf) - (junio 2015).



## VULNERABILIDADES EN LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE DE UNA LOCALIDAD TURÍSTICA

**Bukosky, Mariela**

Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca - Departamento de Ingeniería Civil - 11 de Abril 461, B8000LMI, Bahía Blanca, Buenos Aires  
E-mail: marielabu@gmail.com

**Resumen.** *La presentación es una síntesis de la tesis “Vulnerabilidades en la Gestión Municipal del Servicio de Agua Potable y/o Corriente de Sierra de la Ventana (Argentina)” [1], que evalúa la gestión del servicio de agua potable de dicha localidad y su sustentabilidad. Sierra de la Ventana, ubicada al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, es un centro turístico de gran atractivo, lo que marca una estacionalidad y concentración de la demanda de agua durante los meses de mayor afluencia turística. Esta situación provoca desajustes en el suministro del servicio de agua, debido al uso que de él hace la población. La gestión Municipal del servicio de agua potable evidencia amenazas naturales, socio naturales, antrópico tecnológicas y antrópico contaminantes; que sumadas a los componentes de vulnerabilidad podrían condicionar la sustentabilidad del servicio y consecuentemente el Desarrollo Urbano Sustentable. Para demostrar dicha hipótesis, se introdujo el concepto de riesgo como sumatoria de amenaza (riesgo externo) más vulnerabilidad (riesgo interno). Mediante metodología cuali-cuantitativa se obtuvo la información necesaria para conocer el funcionamiento del sistema de abastecimiento, y se utilizaron indicadores para identificar las amenazas y vulnerabilidades que condicionan la sustentabilidad del servicio y consecuentemente el Desarrollo Urbano Sustentable.*

**Palabras clave:** Desarrollo urbano sustentable, agua potable, agua corriente, amenaza, vulnerabilidad, riesgo.

### 1. INTRODUCCIÓN

La gestión del servicio de agua potable y/o corriente para barrios y villas de la localidad de Sierra de la Ventana es provista por la Municipalidad de Tornquist, salvo el Barrio Parque Golf que es servido por la Cooperativa de Provisión de Obras, Agua Potable, Otros Servicios Públicos y de Consumo “Barrio Parque Golf Sierra de la Ventana Ltda”.

Dicha localidad, al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, es uno de los centros turísticos más atractivos de esa región bonaerense. Cuenta con numerosos lugares de recreación y esparcimiento, lo que provoca una marcada estacionalidad, y en consecuencia una concentración en la demanda de agua durante los meses pico (de mayor afluencia turística), lo que provoca desajustes en el suministro del servicio de agua potable debido al uso que de él hace la población turística. Lo que generó la siguiente hipótesis de trabajo: “La gestión Municipal del servicio de agua potable y/o corriente de Sierra de la Ventana, evidencia amenazas naturales, socio naturales, antrópico tecnológicas y antrópico

contaminantes; que sumadas a los componentes de vulnerabilidad física, económica, social, política, técnica, ideológica, educativa, cultural, institucional y ecológica, podrían condicionar la sustentabilidad del servicio y consecuentemente el Desarrollo Urbano Sustentable (DUS)”.

Para demostrar dicha hipótesis se plantearon los siguientes objetivos generales:

1. Evaluar la gestión del servicio de agua potable y/o corriente de Sierra de la Ventana suministrado por el Municipio, y los factores que condicionan su sustentabilidad, y en consecuencia el Desarrollo Urbano Sustentable;
2. Aportar un instrumento de fortalecimiento a la gestión del servicio de agua potable y/o corriente prestado por el Municipio en la mencionada localidad.

Los objetivos específicos consistieron en:

1. Identificar las amenazas naturales, socio-naturales, antrópico tecnológicas y antrópico contaminantes a las que está expuesta la gestión del servicio;
2. Identificar las vulnerabilidades físicas, económicas, sociales, políticas, técnicas, ideológicas, educativas, culturales, institucionales y ecológicas;
3. Construir indicadores para la gestión del servicio de agua potable y/o corriente representativos del área de cobertura del Municipio (barrios y villas);
4. Indagar sobre la disponibilidad, demanda, abastecimiento (acceso, frecuencia, calidad y confiabilidad) e impacto ecológico (existencia y contaminación) en la gestión del servicio de agua potable y/o corriente suministrada por el Municipio en Sierra de la Ventana y su articulación con los objetivos ecológicos, económicos y sociales del Desarrollo Sustentable.

## 2. MARCO TEORICO

Para dar soporte teórico al documento, se brindan algunos conceptos básicos, tales como Desarrollo Sustentable, definido en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, también conocida como “Cumbre de la Tierra” como: “*el desarrollo que satisface las necesidades actuales de las personas sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas*”[2].

En tal sentido, el Desarrollo Urbano Sustentable se puede entender como el proceso de construcción del ambiente urbano en el cual tanto las políticas urbanas como las actividades humanas que se desarrollan en él, así como sus componentes naturales y contruidos mantienen una relación de equilibrio entre si y en su entorno exterior a través del uso racional de los recursos que consumen y los residuos que producen, además de asegurar a sus habitantes un desarrollo equitativo, tanto social como económico.

El concepto de servicio sustentable se encuentra definido en el Decreto de la Provincia de Buenos Aires que regula los Servicios Públicos de Agua Potable y Desagües Cloacales en dicha Provincia, estableciendo en su art. 24 que “*el servicio público sanitario deberá prestarse en condiciones que garanticen su continuidad, regularidad, cantidad, calidad y universalidad, asegurando una prestación eficaz a los Usuarios y la protección de la salud pública y el medio ambiente, según las pautas que se correspondan con el servicio sustentable*” [3].

Este Decreto en su Artículo 26, entiende que: *“la gestión del servicio es sustentable cuando se logra equilibrar la oferta y demanda del mismo, donde la cobertura, calidad, inversiones, productividad y tarifas que reciben los Usuarios en el presente y en el futuro respondan a un equilibrio, constituyendo la tarifa el principal elemento a tener en cuenta, en atención a la capacidad de pago de los Usuarios”* [3].

Además, expresa en su Artículo 34 que *“el manejo y consumo de agua potable deberá tender a un aprovechamiento racional, por parte de las Entidades Prestadoras, como por parte de los Usuarios del servicio, administrando cuidadosamente el agua y evitando su derroche”* [3].

En el contexto del servicio de agua de la localidad de Sierra de la Ventana, el abastecimiento de agua potable resulta de la explotación de acuíferos con contenidos de algunos parámetros que deben ser reducidos para cumplir con la legislación vigente respecto a lo que se denomina agua potable.

El Código Alimentario Argentino expresa que *“con las denominaciones de agua potable de suministro público y agua potable de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico: no deberá contener substancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud. Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente...”* [4]. Mientras que, el Decreto 878/03 de la Provincia de Buenos Aires diferencia un agua potable de un agua corriente, no habiendo aún reglamentado los parámetros de calidad para agua potable; por lo que, a la fecha rigen los establecidos en 1996 en el Anexo A de la Ley N° 11.820.

Asimismo, en el ámbito internacional, una de las metas establecidas por las Naciones Unidas en 2011 de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) fue reducir a la mitad, para el año 2015, el porcentaje de personas sin acceso sostenible al agua potable y a servicios de saneamiento básicos.

Se introduce el concepto de gobernanza eficaz del agua, definiéndola como: *“el rango de los sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos que se establecen para desarrollar y manejar los recursos hídricos y el suministro de agua en los diferentes niveles de la sociedad”* [5].

En tal sentido, la gobernabilidad del agua se basa en acciones de la sociedad civil, con participación de todos los actores sociales involucrados (instituciones locales, gobiernos, usuarios, organizaciones, etc.). Cuando se considera la participación de los diferentes actores sociales se debe de pensar en aspectos relacionados con la opinión de estos con respecto a temas que los afecta de manera directa y este es el caso del agua, debido a que tiene diferentes implicaciones en la vida de la sociedad que van desde las sociales y económicas hasta las ambientales.

Los aspectos críticos a evaluar en la gestión del recurso agua son: disponibilidad, demanda,

abastecimiento (acceso, frecuencia, calidad y confiabilidad) e impacto ecológico del uso de los recursos hídricos (existencia, contaminación y significación para la salud de los ecosistemas).

Dichos aspectos surgen de la articulación de los objetivos ecológicos, económicos y sociales del Desarrollo Sustentable [6]. (Ver Tabla 1).

<b>OBJETIVOS DUS</b>	<b>OBJETIVOS PARA LA GESTIÓN DEL AGUA</b>	<b>PUNTOS CLAVE DE CONFLICTO O PRESIÓN</b>
SOCIALES	Abastecimiento de agua en calidad y cantidad adecuada para la satisfacción de las necesidades básicas de las generaciones presentes y futuras. Abastecimiento accesible y equitativo al conjunto de la población. Reducción de enfermedades vinculadas al agua	Distribución inequitativa del sistema de abastecimiento. Escasez y polución de agua afectando cobertura y calidad del abastecimiento. Falta de integración entre sistemas de saneamiento y provisión de agua potable. Dificultades económicas de la población para acceder al abastecimiento.
ECONÓMICOS	Abastecimiento de agua suficiente para el desarrollo de las actividades productivas evitando costos crecientes y cortes en la provisión. Uso eficiente del recurso agua y la infraestructura	Altos costos de producción y operación de sistemas de abastecimiento. Gestión ineficiente del recurso. Insuficiencia y deterioro de la infraestructura de abastecimiento. Tecnologías intensivas en el uso del recurso y falta de procesos de reciclado. Inadecuado tratamiento y disposición de residuos
ECOLÓGICOS	Preservación de la calidad y cantidad de agua requerida para la salud de ecosistemas. Minimización de impactos negativos. Mantenimiento de la calidad y cantidad de los cuerpos de agua (DBO, capacidad natural de recarga, etc.).	Tecnologías de alto consumo del recurso e impactos ambientales en el desarrollo de la infraestructura. Percolación de residuos líquidos en recursos de agua subterránea. Impermeabilización de la superficie de áreas de recarga.

**Tabla 1.** Objetivos del DUS para la gestión del agua

Como marco teórico para sustentar la hipótesis, se introduce el concepto de “riesgo como sumatoria de amenaza (riesgo externo) más vulnerabilidad (riesgo interno)” [7].

“El riesgo hace referencia a la probabilidad de que a una población o segmento de la misma, le ocurra algo nocivo o dañino. Para que exista un riesgo debe existir una amenaza (o peligro) y una población vulnerable a sus impactos, siendo la vulnerabilidad la propensión de sufrir daños que exhibe un componente de la estructura social (o la



naturaleza misma). El riesgo es, en consecuencia, una condición latente o potencial, y su grado depende de la intensidad probable de la amenaza y de los niveles de vulnerabilidad existentes (...) [8].

Las amenazas se identifican como: “Naturales, derivadas de las manifestaciones naturales de la dinámica terrestre y atmosférica (ej. Actividades volcánicas, erosión terrestre y costera, granizados, tornados, etc.), comprenden parte del medio ambiente natural del ser humano, quién ni incide (en sentido significativo) en su aparición, ni puede intervenir (con ciertas excepciones) para que no sucedan; Socio naturales, son amenazas naturales que se producen o acentúan por algún tipo de intervención humana sobre la naturaleza, y en ocasiones se pueden confundir con eventos naturales (ej. Inundaciones, incendios rurales, sequías, agotamiento de acuíferos, etc.); Antrópico tecnológicas, derivadas de la posibilidad de fallas de los procesos de producción y distribución industrial modernos por negligencia, falta de controles adecuados y la imprevisión de la ciencia, genera una serie de amenazas cuya concreción, aun cuando afecte a extensiones territoriales limitadas, puede generar un impacto en gran número de pobladores, debido a la densidad de la ocupación humana en zonas circundantes a la fuente de la amenaza.; y otros casos de amenazas como resultado de fallas en los sistemas eléctricos; y Antrópico contaminantes, son amenazas que toman la forma de elementos de la naturaleza transformados (aire, agua y tierra). Se relacionan principalmente con los procesos de contaminación derivados de derrames, dispersiones o emisiones de sustancias químico-tóxicas hacia el aire, tierra y agua. En general, son producto de la negligencia y de la falta de controles (legales o tecnológicos). Otro subconjunto de amenazas antrópico contaminantes, de origen distinto, lo componen los procesos de eliminación o depósito de desechos líquidos y sólidos, de origen doméstico, sin canalización o procesamiento. A diferencia de las amenazas producto de la falta de control sobre procesos económicos, estas amenazas son, en general, producto de la pobreza, de la falta de opciones por la ausencia de infraestructura y servicios urbanos adecuados, o de la negligencia” [8].

Los componentes o niveles de la vulnerabilidad son: “Vulnerabilidad física, se refiere a la localización de grandes contingentes de la población en zonas de riesgo físico; condición suscitada en parte por la pobreza y la falta de opciones para una ubicación menos riesgosa, y por otra, debido a la alta productividad (particularmente agrícola) de un gran número de estas zonas (faldas de volcanes, zona de inundación de ríos, etc.), lo cual tradicionalmente ha incitado el poblamiento de las mismas; Vulnerabilidad económica, se refiere al problema de la dependencia económica nacional, la ausencia de presupuestos adecuados, públicos nacionales, regionales y locales, la falta de diversificación de la base económica, etc.; Vulnerabilidad social, referida al bajo grado de organización y cohesión interna de comunidades bajo riesgo, que impiden su capacidad de prevenir, mitigar o responder a situaciones de desastres; Vulnerabilidad política, en el sentido del alto grado de centralización en la toma de decisiones y en la organización gubernamental, y la debilidad en los niveles de autonomía para decidir en los niveles regionales, locales y comunitarios, lo cual impide una mayor adecuación de las acciones a los problemas sentidos en estos

niveles territoriales; Vulnerabilidad técnica, referida a las técnicas inadecuadas de construcción de edificios e infraestructura básica utilizada en zonas de riesgo; Vulnerabilidad ideológica, referida a la forma en que los hombres conciben el mundo y el medio ambiente que habitan y con el cual interactúan. La pasividad, el fatalismo, la prevalencia de mitos, etc., todos estos factores aumentan la vulnerabilidad de las poblaciones, limitando su capacidad de actuar adecuadamente frente a los riesgos; Vulnerabilidad cultural, expresada en el papel que desempeñan los medios de comunicación en la transmisión de información desviante sobre el medio ambiente; Vulnerabilidad educativa, en el sentido de la ausencia, en los programas de educación, de elementos que instruyan adecuadamente sobre el medio ambiente o el entorno que habitan los pobladores, su equilibrio o desequilibrio, etc. Además, se refiere al grado de preparación que recibe la población sobre formas de un comportamiento adecuado a nivel individual, familiar y comunitario en caso de amenaza u ocurrencia de situaciones de desastre; Vulnerabilidad ecológica, relacionada con la forma en que los modelos de desarrollo no se fundamentan en la conveniencia, sino en la dominación por la vía de la destrucción de las reservas del ambiente (que necesariamente conduce) o ecosistemas que por una parte resultan altamente vulnerables internamente para compensar los efectos directos o indirectos de la acción humana, y por otra, altamente riesgosos para las comunidades que lo explotan o habitan; y Vulnerabilidad institucional, reflejada en la obsolescencia y rigidez de las instituciones, especialmente las jurídicas, donde la burocracia, la prevalencia de la decisión política, el dominio de criterios personalistas, etc., impiden respuestas adecuadas y ágiles a la realidad existente.

Las distintas combinaciones de estos niveles de vulnerabilidad tienen un diferente efecto en términos de impacto de un evento físico en una matriz humana particular. La vulnerabilidad es esencialmente una condición humana, una característica de la estructura social y un producto de procesos sociales históricos” [9].

### 3. METODOLOGIA

El universo de estudio se acotó a la gestión del servicio de agua potable y/o corriente prestado por el Municipio en la localidad de Sierra de la Ventana, Partido de Tornquist, Provincia de Buenos Aires, República Argentina, en el período 2007-2010.

Este servicio incluye la captación de agua subterránea, desinfección, conducción, almacenamiento, distribución y comercialización de agua potable y/o corriente para barrios y villas, no considerando el Barrio Parque Golf, dependiente de la Cooperativa de Provisión de Obras, Agua Potable, otros Servicios Públicos y de Consumo “Barrio Parque Golf Sierra de la Ventana Ltda.”.

La investigación fue de carácter exploratoria–descriptiva, basada en información cuali-cuantitativa. Las fuentes primarias surgen de visitas realizadas al área de estudio y a las instalaciones del prestador del servicio de agua, de cuestionarios de entrevista para la obtención de información sobre la gestión del servicio provisto por el Municipio.

Como instrumentos se construyeron indicadores de referencia, holísticos, proyectivos y de gestión. Para cada indicador se desarrolló una ficha metodológica (según referencia).

Los indicadores propuestos se pueden observar en Tabla 2.

**Referencia:** N (Nombre del indicador), A (Alcance), R (Relevancia), F (Fórmula del indicador), UM (Unidad de medida), DV (Definición de las Variables), y FD (Fuente de los Datos).

INDICADORES	ELEMENTOS CONSIDERADOS
1. Cantidad de pozos	A: Mide el número de pozos en funcionamiento para la captación del agua subterránea. R: Indica la cantidad de pozos para la extracción de agua. Refleja: Vulnerabilidades técnicas, pues ante eventual amenaza de salida de servicio de un pozo muestra la factibilidad de uso alternativo de alguno de los restantes o viceversa; y Vulnerabilidades institucionales, por falta de decisión para dar respuestas adecuadas que acompañen a la realidad existentes (ej. si permanece en el tiempo el mismo n° de pozos, mientras que aumenta la demanda de agua potable, aunque el volumen de agua natural extraída parezca suficiente pueda indicar la sobre-explotación de los pozos). F: Sin fórmula; UM: n°; FD: Proveedor del servicio
2. Edad de los pozos	A: Mide los años de vida de los pozos. R: Permite establecer la antigüedad de los pozos y compararlos con los estándares deseables de vida útil. Muestra: Vulnerabilidades técnicas, pues superada la vida útil de los pozos se requiere mayor mantenimiento de los mismos; y Vulnerabilidades económicas, lo enunciado precedentemente implica mayores costos de mantenimiento y la necesidad de prever la construcción de nuevos pozos de captación y su amortización. Todo ello influye en los costos del m <sup>3</sup> de agua. F: Sin fórmula. UM: años. FD: Proveedor del servicio.
3. Longitud de cañerías (L)	A: Mide la longitud de las cañerías de la red de distribución de agua. R: Indica si se requiere realizar extensiones de cañerías para servir al porcentaje no cubierto, lo que implica mayores costos. Permite: hacer una previsión sobre la incorporación de nuevos tendidos de red, y en consecuencia nuevas áreas de cobertura; y estimar la envergadura de la inversión económica que implica el reemplazo y/o mantenimiento del porcentaje de cañerías con vida útil agotada y su amortización. F: Sin fórmula. UM: km. FD: Proveedor del servicio.
4. Porcentaje de cañerías con vida útil agotada	A: Mide en porcentaje la cantidad de cañerías de impulsión y distribución que tienen más de 15 años de vida útil. R: Permite establecer si se está dentro dentro de los años de vida útil sugeridos para los distintos materiales de cañerías. El incremento en el tiempo indicará al prestador del servicio que debe programar la renovación de las mismas y la amortización de los costos que esto implica. Permite identificar vulnerabilidades técnicas y económicas. F: Longitud (km) de cañerías con más de 15 años x 100. Longitud (km) total de cañerías. UM: %. FD: Proveedor del servicio.
5. Volumen horario de agua extraída de pozos	A: Mide el rendimiento horario total de los pozos de captación. R: Permite conocer el volumen total de agua subterránea que puede ser extraída de los pozos por día. Este valor comparado con la demandas diarias de agua potable y/o corriente, indica si se encuentran cubiertas las mismas, siempre que la recarga de la napa sea suficiente y la eficiencia de las bombas sea la esperada. En función de ello evidencia vulnerabilidades técnicas y ecológicas (ej. explotación indiscriminada del recurso hídrico). F: Sin fórmula. UM: m <sup>3</sup> /h. FD: Estudios técnicos del agua de los pozos. Dato aportado por el proveedor.

INDICADORES	ELEMENTOS CONSIDERADOS
<p>6. Dotación de consumo media anual aparente (D)</p> <p>6.a. Dotación de consumo media anual aparente temporada baja (Dtemp baja)</p> <p>6.b. Dotación de consumo media anual aparente temporada turística (Dtemo tur)</p>	<p>A: Es el cociente entre el volumen consumido medio diario total de agua potable y/o corriente en este caso en una determinada temporada (baja o turística) de un determinado año n futuro, por cualquier concepto (consumos residenciales y no residenciales) y la población total servida exclusivamente.</p> <p>R: Esta cantidad de agua promedio consumida por día por cada habitante de la población del área de estudio, comparada con el valor de referencia sugerido como uso racional muestra si se hace uso racional del agua, permite proyectar la demanda y estimar las necesidades futuras de agua potable y/o corriente a un año n. Permite hacer un seguimiento de las vulnerabilidades técnicas y ecológicas.</p> <p>F: 6.a. <math>D_{temp\ baja} = V_{temp\ baja} (m^3/ día) / PEae (hab.) año n</math>  6.b. <math>D_{temo\ tur} = V_{temp\ tur} (m^3/ día) / PPae (hab.) año n</math></p> <p>UM: m<sup>3</sup>/hab.día. FD: Datos aportados por el proveedor del servicio y de organismos oficiales municipales y/o provinciales</p>
<p>7. Volumen anual de agua potable y/o corriente suministrada al servicio por el proveedor Municipal (Va)</p>	<p>A: Mide el volumen total anual de agua potable y/o corriente suministrada al servicio. R: Permite: Comparar estos últimos con el volumen de agua extraída de los pozos, con ello verificar si esta cubierta la demanda; Verificar vulnerabilidades ecológicas relacionadas con el uso racional de agua; y Establecer pautas de gestión. F: <math>Va = Indicador\ 6.a. \times PEae \times N^{\circ}días\ año\ n\ de\ temporada\ baja + Indicador\ 6.b. \times PPae \times N^{\circ}días\ año\ n\ de\ temporada\ turística</math>. UM: m<sup>3</sup>/año. DV: PEae= población estable del área de estudio. PPae= población pico del área de estudio. FD: Registros de medición. Datos del proveedor, estadísticos de censo oficial y de organismos provinciales.</p>
<p>8. Volumen de reserva en cisternas de almacenamiento de agua potable y/o corriente</p>	<p>A: Mide la capacidad de reserva de agua potable y/o corriente que poseen las cisternas de almacenamiento para ser utilizado en horas de mayor demanda y/o ante una situación de emergencia (no incluye otros volúmenes disponibles en cisternas, ej. vol. de incendio)</p> <p>R: A partir de este valor se puede establecer las horas de disponibilidad de agua para la población servida, ante amenaza de corte del servicio por condiciones enérgicas o roturas en pozos o redes de impulsión. Dado que el volumen físico de las cisternas es un valor fijo, a medida que aumente la demanda disminuye el n°de horas de reserva lo que indicará vulnerabilidades técnicas y ecológicas. F: Sin fórmula. UM: m<sup>3</sup>. FD: Proveedor del servicio.</p>
<p>9. Volumen de agua facturado anual (Vfact. anual)</p>	<p>A: Es el volúmen total anual medido en los medidores domiciliarios y facturado por el prestador del servicio a los usuarios. R: Este indicador permite: Calcular el volumen de agua no contabilizada (pérdidas de agua en la red y/o conexiones clandestinas y/o mal funcionamiento de los medidores domiciliarios) por diferencia con el volumen anual de agua potable suministrada al servicio, lo que implica vulnerabilidades técnicas; y Hacer un</p>

INDICADORES	ELEMENTOS CONSIDERADOS
	seguimiento en la gestión respecto a la rentabilidad del servicio. F: $V_{\text{fact. anual}} = \text{Sumatoria de las mediciones tomadas por el proveedor del servicio en los medidores domiciliarios en el transcurso de un año.}$ UM: m3. FD: Facturación anual del proveedor del servicio.
10. Volumen de agua no contabilizada anual (V no cont.)	A: Mide la diferencia entre el volumen anual de agua potable suministrada al servicio ( $V_a$ ) y el volumen de agua facturado anual ( $V_{\text{fact. anual}}$ ). R: Permite establecer: Vulnerabilidades técnicas, debidas al porcentaje de pérdidas de agua en que la empresa incurre en su operación normal por pérdidas de agua en la red y/o conexiones clandestinas y/o mal funcionamiento de los medidores domiciliarios; y Vulnerabilidades económicas, referidas a la pérdida de los costos invertidos para el volumen de agua que no es consumida por el usuario ni cobrada. F: $V_a \text{ no cont.} = V_a - V_{\text{fact. Anual}}$ . UM: m3 FD: Registros de medición y facturación anual del prestador del servicio en base a medición de volúmenes de agua en los micromedidores domiciliarios.
11. Calidad del agua subterránea	A: Mide los valores de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de calidad del agua subterránea seleccionados para esta tesis. R: Dichos valores comparados con los máximos admisibles para agua potable establecidos por la legislación vigente, indican si es necesario realizar algún tratamiento al agua subterránea para su posterior distribución al servicio. Cuando alguno de estos valores superan los máximos admisibles pueden reflejar vulnerabilidades ecológicas, producto de los efectos directos e indirectos de la acción humana sobre el recurso hídrico y/o por condiciones naturales propias del mismo. La frecuencia de muestreo debe ser semestral para análisis químicos y en forma trimestral para análisis microbiológico. Los parámetros utilizados, sus unidades y la frecuencia de muestreo surgen de lo máximos establecido en la legislación vigente.
12. Calidad del agua suministrada	A: Mide los valores de los parámetros físicoquímicos y bacteriológicos del agua suministrada a la red. R: Permite verificar el cumplimiento de las exigencias legales vigentes para abastecimiento de agua potable. El no cumplimiento de los valores máximos admisibles establecidos por la legislación vigente para cada parámetro indicará vulnerabilidades, técnicas, ecológicas, sociales e institucionales. Los parámetros utilizados, sus unidades y la frecuencia de muestreo surgen de lo máximos establecido en la legislación vigente. FD: Análisis fisicoquímicos y bacteriológicos del agua suministrada al servicio realizados por organismos certificados.
13.a. Proyección demográfica Población Estable del área de estudio (PDemog. PEae)	A: Mide el crecimiento en el número de habitantes de la población estable del área de estudio en períodos establecidos en base a tratamientos estadísticos. R: Los valores arrojados por este indicador multiplicados por la dotación (D) permiten estimar el consumo de agua potable de la población estable del área de estudio a una determinada fecha futura. F: $PDemog. PEae = \text{Proyección demográfica de la población estable de Sierra de la Ventana al año } n - \text{Población estable del barrio servido por la COOPERATIVA BARRIO PARQUE GOLF.}$ UM: n° de habitantes. FD: Elaboración propia, datos del proveedor del servicio y/o organismos oficiales, y proyección demográfica de la población.

INDICADORES	ELEMENTOS CONSIDERADOS
13.b. Proyección demográfica Población Pico del área de estudio (PDemog. PPae)	A: Mide el crecimiento en número de habitantes del área de estudio de la localidad en períodos establecidos para la temporada de mayor afluencia turística, en función de la relación actual entre habitantes de un día pico en temporada alta sobre los habitantes permanentes o estables. R: Los valores arrojados por este indicador multiplicados por la dotación permiten estimar el consumo pico de agua potable correspondiente al área de estudio a una determinada fecha futura. Este dato es el insumo básico para la formulación, ejecución y evaluación de políticas de agua y para la asignación de presupuestos, permite tomar recaudos para el abastecimiento de la población del área de estudio en temporada turística. F: PDemog. PPae = Proyección demográfica de la población estable de Sierra de la Ventana x coeficiente pico - Población estable del barrio servido por la COOPERATIVA BARRIO PARQUE GOLF x coeficiente pico. UM: n° de habitantes. FD: Elaboración propia, datos del proveedor del servicio y/o organismos oficiales.
14.a. Proyección de la demanda media diaria de agua potable y/o corriente Población Estable del área de estudio (PDmdPEae)	A: Es la cantidad estimada de agua consumida por día por la población estable del área de estudio a determinadas fechas futuras. R: Permite: Proyectar la necesidad de agua potable demandada por la población estable del área de estudio en el futuro (nuevas fuentes de abastecimiento). F: Indicador 13a x Indicador 6.a. UM: m <sup>3</sup> /día. FD: Elaboración propia, datos del proveedor del servicio y/o organismos oficiales .
14.b. Proyección de la demanda media diaria de agua potable y/o corriente Población Pico del área de estudio (PDmdPPae)	A: Es la cantidad estimada de agua consumida por día por la población pico del área de estudio (población estable + turística) a determinadas fechas futuras. R: Permite: Proyectar la necesidad de agua potable demandada por una población pico en el área de estudio en el futuro, en función de ello se pueden establecer los requerimientos de infraestructuras necesarias para amortiguar picos de demanda (ej. ampliaciones de red, de pozos de bombeo, etc.) y prever los futuros costos de inversión y amortización que ello requiera. F: Indicador 13.b. x Indicador 6.b. UM: m <sup>3</sup> /día FD: Elaboración propia, datos del proveedor del servicio y/o organismos oficiales.
15. Precio del m <sup>3</sup> de agua potable y/o corriente	A: Mide el valor monetario del metro cúbico de agua potable cobrado al usuario según las escalas de consumo establecidas. R: Permite identificar vulnerabilidades económicas. UM: \$/ m <sup>3</sup> FD: Cuadro tarifario establecido por organismos oficiales.
16. Porcentaje de cobertura del	A: Mide el porcentaje de habitantes del área de estudio de la localidad que se encuentran conectados a la red de distribución de agua potable suministrada por el Municipio.

INDICADORES	ELEMENTOS CONSIDERADOS
servicio de agua potable y/o corriente (PC agua)	<p>R: Valores decrecientes en este indicador identificarán vulnerabilidades sociales y ecológicas (ej: a menor cobertura mayor población vulnerable a enfermedades).</p> <p>F: <math display="block">\frac{\text{N}^\circ \text{de hab. servidos por el Municipio} \times 100}{\text{N}^\circ \text{de hab. de los Barrios y Villas del área de estudio}}</math></p> <p>UM: %. FD: Esta información se puede obtener a partir de datos oficiales del INDEC, municipales, así como de la evaluaciones propias realizadas por el proveedor del servicio.</p>
17. Facturación anual del servicio de agua potable y/o corriente (F anual)	<p>A: Corresponde al valor total facturado anual por el prestador del servicio de agua potable a los usuarios. R: Este valor y la tasa de cobrabilidad del servicio comparados con el costo del servicio anual muestra vulnerabilidad económica y/o de gestión institucional.</p> <p>UM: \$/año</p> <p>FD: Facturación anual de agua potable y/o corriente a los usuarios.</p>
18. Costo anual del servicio de agua potable y/o corriente	<p>A: Mide los gastos para la provision del servicio de agua potable para el año considerado (de operación, mantenimiento, administración, y amortizaciones). R: Si la diferencia entre la facturación anual del servicio de agua potable y el costo anual del mismo arroja un saldo negativo implicará vulnerabilidades económicas. UM: \$/año. FD: Balance anual del proveedor del servicio.</p>
19. Tasa de cobrabilidad del servicio de agua potable y/o corriente	<p>A: Mide la cobrabilidad del servicio de agua potable y/o corriente. R: Permite: Evaluar la posibilidad de amortización de nuevos emprendimientos, así como demostrar la posibilidad de pago en caso de solicitar financiamiento externo. Su decrecimiento aumenta la vulnerabilidad económica y puede poner en riesgo la sustentabilidad del servicio; Mostrar la predisposición del usuario al pago del servicio. La disminución de este indicador suele manifestar la tendencia de los usuarios a considerar el pago del servicio de agua potable como el pago de un impuesto y no como un servicio, manifestando vulnerabilidades educativas e ideológicas. Generalmente altos valores de este indicador sugieren conformidad por parte del usuario con el servicio; e Identificar si existe una gestión institucional del proveedor que motive al usuario al pago del servicio. Si el valor de este indicador es bajo implica que la gestión de comercialización es insuficiente. UM: %. FD: Proveedor del servicio.</p>
20. Beneficiarios tarifa de interés social (TIS)	<p>A: Cantidad de usuarios residenciales con escasos recursos y/o jubilados, existentes o futuros, imposibilitados de acceder o mantener el servicio de agua potable mínimo, con tarifas inferiores a las establecidas en cada período. R: Muestra el porcentaje de población con escasos recursos y/o jubilados/as que requieren ser subsidiados, consecuentemente vulnerabilidades económicas y sociales. UM: n°. FD: Proveedor del servicio.</p>
21. Porcentaje de cobertura del servicio de red cloacal (PC cloacal)	<p>A: Mide el porcentaje de habitantes del área de estudio de la localidad que se encuentran conectados a la red de cloacal operada por el Municipio. R: Valores decrecientes en este indicador identificarán vulnerabilidades sociales y ecológicas (ej: a menor cobertura mayor riesgo sanitario).</p> <p>F: <math display="block">\frac{\text{N}^\circ \text{de hab. servidos por el Municipio} \times 100}{\text{N}^\circ \text{de hab. de los Barrios y Villas del área de estudio}}</math></p> <p>UM: %. FD: Esta información se puede obtener a partir de datos oficiales del INDEC, municipales, así como de la evaluaciones propias realizadas por el proveedor del servicio.</p>

**Tabla 2.** Indicadores de sustentabilidad del servicio de agua potable

#### 4. DESCRIPCION DEL SERVICIO

El área objeto de análisis, que es parte de la localidad de Sierra de la Ventana, se encuentra en el Partido de Tornquist, ubicado al S.O. de la provincia de Buenos Aires, a 50 km. de la ciudad cabecera del partido, Tornquist, Argentina. (Figura 1: Sierra de la Ventana en Pcia. de Buenos Aires). La localidad de Sierra de la Ventana, junto con las localidades de Tornquist, Villa Serrana La Gruta, San Andrés de la Sierra, Villa Ventana y Saldungaray, conforman la “Comarca turística de Sierra de la Ventana”.

Esta localidad es la más representativa de la actividad turística de La Comarca, y cuenta con una población de 2165 habitantes (INDEC 2010). Está atravesada por el río Sauce Grande, que nace en el cordón de Ventana, divide en este lugar los Partidos de Torquinst y Coronel Suárez y separa a Sierra de la Ventana de la localidad de Villa La Arcadia. Se encuentra ubicada en la naciente del río Sauce Grande, por tal motivo los caudales no alcanzan a cubrir con continuidad las demandas de la población. Por lo que, el agua para suministro se obtiene a partir de la captura de agua subterránea. Las fuentes laborales del lugar giran fundamentalmente en torno al turismo. La carga Hotelera y Extra-hotelera posee capacidad para albergar unas 3.681 personas (al 2010), tanto de alojamientos turísticos habilitados por la Municipalidad de Tornquist como aquellos que no lo están, y está compuesta por cabañas (72%), hoteles (14%), campings (10%) y apart-hoteles (4%). En 2009 se pudo observar que la mayor cantidad de visitantes se registro en los meses de enero, febrero, abril, julio y octubre, lo que manifiesta en dichos meses un aumento en la concentración de la demanda de agua potable. Esta situación provoca desajustes en el suministro del servicio de agua, debido al uso que de ellos hace la población turística.

El servicio de agua en Sierra de la Ventana es operado por el Municipio en casi la totalidad de la localidad (salvo en el Barrio Parque Golf donde está a cargo de la Cooperativa) con 1430 conexiones domiciliarias (89%) con una cobertura del 100 %. Dicha localidad no cuenta con servicio de desagües cloacales y la disposición final de los residuos sólidos urbanos se ejecuta en basural a cielo abierto ubicado aguas abajo de la localidad.

El servicio de agua potable se presta los 365 días al año durante las 24 horas del día. El sistema no cuenta con *macro* medidores de ningún tipo, lo que imposibilita la determinación tanto de agua producida como la entregada a la red. Se cuenta con 1430 conexiones domiciliarias, compuestas por llave de paso y medidor domiciliario, seis (6) perforaciones de explotación de pozos con sus correspondientes equipos electrobombas de motor sumergido, cuya profundidad se encuentra entre 35/40 m. Los pozos extraen un caudal total de 130 m<sup>3</sup>/h. Siendo el rendimiento teórico máximo día de los pozos (condición de incertidumbre que debería ser justificada con datos de recarga del acuífero) de 3.120 m<sup>3</sup>/día.

El almacenamiento de agua consta de 3 cisternas ubicadas sobre el suelo, y por gravedad



llevan agua a la red. Esto implica que hay un volumen de almacenamiento en cisternas de 510 m<sup>3</sup>. La red de distribución y abastecimiento de agua potable está conformada por aproximadamente 27 km de cañerías. El tratamiento del agua para abastecimiento a la población consiste solo en una cloración para obtener agua microbiológicamente potable.

De acuerdo a la proyección demográfica estimada y las dotaciones para temporada baja y temporada turística se obtuvieron los valores referidos a la demanda de agua potable para la población estable y la población pico del área de estudio hasta el año 2030, considerando que no existirán variaciones en la dotación a futuro. La demanda de agua potable para la Población Estable y Población Pico en el área de estudio es creciente en el tiempo, no contemplando crecimientos en la demanda debidos a singularidades que puedan atraer nuevos pobladores a Sierra de la Ventana (Ej. Establecimiento de industrias y/o centros educativos de nivel superior, cambios en los hábitos de consumo, etc.), actualmente no previstos. Ver Tablas 3, 4 y 5 (proyección demográfica y de la demanda).

La Municipalidad prevé una facturación bonificada a través de tarifas de interés social. Para ello, anualmente se emite una Ordenanza que exime del pago a jubilados y discapacitados que cumplen determinadas condiciones. El cuadro tarifario fijado para Sierra de la Ventana presenta una progresión de valores crecientes que se aplican de acuerdo a los metros cúbicos consumidos, y una vez superados estos se aplican los valores de los metros cúbicos excedentes, el mismo no diferencia costos por cliente y entre categorías de clientes (residencial, comercial, industrial, otros), lo que sería conveniente considerando que se trata de una localidad turística, dónde el consumo de agua por lo general tiene un patrón estacional acentuado por condiciones particulares (por ejemplo, más fuerte en temporada alta donde parte de las viviendas están desocupadas en temporada baja).

Las cuentas de movimientos financieros correspondientes a “Servicios Sanitarios”, las que carecen de una apertura por localización de la prestación, esto obliga a recurrir a información extracontable para obtener un cálculo del resultado financiero de la explotación del recurso. La misma limitación presentan las cuentas por cobrar, para superar esa limitación los funcionarios municipales proporcionan los saldos impagos de la tasa por servicios sanitarios (correspondiente a todas las jurisdicciones) y le aplican la proporción de la facturación del servicio de Sierra de la Ventana con respecto al total facturado. Lo que imposibilita el cálculo de la eficiencia en la cobranza.

AÑO	2.010	2.020	2.030
a.Proyección Población Estable (N° pers.)	2.165	3.295	4.877
b.Proyección Población Pico (N° pers.)	5.846	8.897	13.170

**Tabla 3.** Proyección de la población de Sierra de la Ventana al año 2030

<b>AÑO</b>	<b>POBLACIÓN ESTABLE DEL ÁREA DE ESTUDIO (hab)</b>	<b>DOTACIÓN TEMPORADA BAJA (m<sup>3</sup>/hab.d)</b>	<b>VOLUMEN MEDIO DIARIO DE AGUA POTABLE (m<sup>3</sup>/d)</b>
2.010	1.927	0,224	432
2.020	2.933	0,224	657
2.030	4.341	0,224	972

**Tabla 4.** Proyección de la demanda de agua potable del área de estudio – P. Estable

<b>AÑO</b>	<b>POBLACIÓN PICO DEL ÁREA DE ESTUDIO (hab)</b>	<b>DOTACIÓN TEMPORADA TURISTICA (m<sup>3</sup>/hab.d)</b>	<b>VOLUMEN MEDIO DIARIO DE AGUA POTABLE (m<sup>3</sup>/d)</b>
2.010	5.202	0,346	1.800
2.020	7.918	0,346	2.740
2.030	11.721	0,346	4.055

**Tabla 5.** Proyección de la demanda de agua potable del área de estudio - Población Pico (Estable + Turística)

## 5. RESULTADOS

Durante el desarrollo de la tesis se identificaron, a través de los indicadores propuestos, las amenazas (A) y vulnerabilidades (V) que presenta la gestión Municipal del servicio de agua potable y/o corriente de Sierra de la Ventana ligadas a los objetivos del desarrollo urbano sustentable de agua potable. En relación a estos, no han sido alcanzados algunos de los objetivos sociales, económicos y ecológicos, como por ejemplo: abastecimiento de agua en calidad y cantidad adecuada para la satisfacción de las necesidades básicas de las generaciones presentes y futuras, ni para el desarrollo de las actividades productivas evitando costos crecientes y cortes en la provisión, preservación de la calidad y cantidad de agua requerida para la salud de ecosistemas, entre otros. La síntesis de los resultados pueden observarse en la Figura N°1.

AMENAZAS	Amenaza Natural: Inicio de una fase climática seca a semiseca, que produce variaciones del nivel del acuífero subterráneo	Socio Natural: Agotamiento del acuífero subterráneo, a partir de la sobre explotación de los pozos de extracción	Antrópico Contaminante: Contaminación de las napas, por carencia de red cloacal	Antrópico Tecnológica: Salida de servicio de pozos, por la dependencia de energía para el bombeo de agua;
	Antrópico Tecnológica: Sobre-explotación del recurso hídrico subterráneo,	Antrópico Tecnológica: por bombeo de pozos sin estudios que muestren las condiciones de recarga del acuífero;	Antrópico Tecnológica: Colapso de la red, por cañerías de distribución con vida útil superada;	Antrópico Tecnológica: salida del servicio de pozos N° 1, 2, 3 y 4, por vida útil superada
VULNERABILIDADES	Física: Ubicación de la población sobre las nacientes del Río Sauce Grande, lo que imposibilita que éste pueda utilizarse como fuente de abastecimiento	Social: Falta de cohesión interna de la sociedad para exigir resultados de análisis de agua	Económicas: Necesidad de amortización de mayores costos de inversión para abastecer mayores demanda a futuro y para mantenimiento de medidores, red, pozos, dosificadores de cloro, etc.; Ausencia de sistema de macro medición de volúmenes de agua producida y entregada y costos asociados; Falta de adecuación de la tarifa a los costos del servicio; Deficiencia en el procedimiento de cuentas por cobrar	
	Políticas: Centralización de autoridades de gobierno provincial a más de 500 Km de distancia, lo que disminuye el canal de diálogo entre municipio-provincia para dar respuestas ágiles; Falta de políticas de gestión integral del recurso hídrico; Falta de decisión y/o interés político para impulsar al OCADA a cumplir con su responsabilidad de control	Técnicas: Falta de macro medición que permita determinar la cantidad de agua entregada al consumo; Falta de mantenimiento en: medidores domiciliarios, red, pozos y dosificadores de cloro; Cañerías y pozos con vida útil agotada; Falta de válvulas reductoras de presión en la red; Ausencia de registros estadísticos de resultados de análisis que verifique el cumplimiento de la legislación vigente	Ideológica: Prevalencia del pensamiento popular de que el servicio de agua no puede ser cortado y debe ser accesible a todos, sin restricción de volúmenes y costos	
	Cultural: Ausencia de responsabilidad en el uso racional del agua de la población en temporada turística	Educativa: Falta de programas que instruyan a la población sobre calidad del agua, tratamiento y su uso racional; Ausencia de estudios epidemiológicos locales	Ecológicas: Contaminación de napa subterránea, por lixiviado de pozos ciegos por falta de red cloacal	
	Institucionales: Ausencia del órgano de control en el seguimiento de la calidad del agua, de registros de población turística, que permita realizar proyecciones confiables sobre demandas futuras; de iniciativa en organismos de salud para realizar estudios epidemiológicos que vinculen calidad del agua y enfermedades relacionadas a esta;	Institucionales: Carencia de reglamentación sobre los máximos admisibles de parámetros físico químicos y bacteriológicos con estudios regionales; Falta de gestión para impulsar la red cloacal; Necesidad de implementación de un sistema tarifario clasificado en categorías, que diferencie el costo de provisión del servicio a cada tipo de cliente, y según usos;	Institucionales: Falta de gestión para determinar valores ciertos de volúmenes de agua entregada al servicio y facturada; Carencia de estudios de recarga del acuífero; Falta de planimetría detallada de la red actualizada	



Figura 1. Riesgo (R) de la gestión del servicio de agua potable de Sierra de la Ventana

## 6. CONSIDERACIONES FINALES

La descripción del área de estudio, del proveedor del servicio, del servicio propiamente dicho y de los actores sociales involucrados, así como la aplicación de los indicadores de agua constituyeron el marco para identificar las amenazas y vulnerabilidades de la gestión Municipal del servicio de agua potable y/o corriente que condicionan el desarrollo urbano sustentable local, el resumen de las mismas se puede observar en la Figura N°1.

El riesgo implica disminución en la calidad de vida, con posibilidad de interrupción de los servicios básicos, pérdidas de condiciones sanitarias y educacionales de la población, desorganización social y física de la comunidad. Asumir las amenazas, sin que implique que estas ocurran necesariamente, posibilitará la orientación de la gestión Municipal del servicio de agua potable a minimizar su impacto. La identificación de las vulnerabilidades, permite su seguimiento y evolución en el tiempo, así como la definición de medidas de acción para su atenuación, disminuyendo el riesgo de no sustentabilidad del servicio y consecuentemente del desarrollo urbano sustentable.

Los aspectos evaluados (disponibilidad, demanda, abastecimiento e impactos) surgieron de la articulación de los objetivos ecológicos, económicos y sociales del desarrollo sustentable. De lo que surge que, uno de los puntos de presión es la falta de integración entre el sistema de saneamiento y la provisión de agua potable y/o corriente, en razón de que la calidad del agua de suministro a la población debería ser un objetivo social que asegure la satisfacción de las necesidades básicas de las generaciones presentes y futuras de la localidad.

Se advirtió la ausencia del Órgano de Control del servicio para proteger al usuario, como así también la burocracia jurídica, traducida en la falta de reglamentación del Decreto 878/03, especialmente respecto a los parámetros que rigen la calidad del agua potable, siendo este un aspecto relevante para la calidad de vida de la población.

Si bien, en el marco de los Objetivos del Desarrollo del Milenio para 2015 propuestos por las Naciones Unidas, la meta de reducir a la mitad el porcentaje de personas sin acceso sostenible al agua potable ha sido alcanzada, ya que la población cuenta con una cobertura del 100% de dicho servicio, no lo hace con respecto a saneamiento, pues carece de red colectora cloacal y su respectivo tratamiento, lo que no asegura la calidad de agua de las napas freáticas. Por lo que, se debería gestionar las obras de saneamiento necesarias a fin de alcanzar dicho objetivo.

El uso eficiente del agua en el área de la gestión Municipal plantea varios desafíos, entre ellos, un seguimiento continuo y la evaluación del desempeño en el tiempo. Así, *medir* se constituye en la clave fundamental de cualquier acción que el Municipio, como prestador del servicio de agua potable y/o corriente, pretenda establecer para el uso eficiente del recurso en dicha localidad turística.

En cuanto a la vulnerabilidad política, la carencia de gobernanza del agua a nivel provincial, de planes de gestión integral de recursos hídricos y de voluntad política para llevar adelante iniciativas al respecto, hacen que las responsabilidades se diluyan en el Estado, sin continuidad para los distintos gobiernos.

Por su dependencia directa, el desafío es integrar recursos hídricos, sistemas de saneamiento y servicios de agua potable, a fin de asegurar las necesidades básicas de las generaciones presentes y futuras.

## REFERENCIAS

- [1] Bukosky M. Cifuentes O., Vulnerabilidades en la Gestión Municipal del Servicio de Agua Potable y/o Corriente de Sierra de la Ventana (Argentina, Tesis de Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano (GADU). Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata, Argentina, (2014).
- [2] Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, Estocolmo, 5 a 16 de junio de 1972, Publicación de las Naciones Unidas, No. de venta: S.73.II.A.14 y corrección, cap. 1., (1972).
- [3] Decreto N°878, Nuevo Marco Regulatorio para la Prestación de los Servicios Públicos de Provisión de Agua y Desagües Cloacales en la Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Infraestructura, Vivienda y Servicios Públicos de Buenos Aires. Publicación B.O. Número: 24736, Argentina, (2003).
- [4] Resolución N°494, Código Alimentario Argentino, Capítulo VII Actualización 2012, Ministerio de Salud y Acción Social, Poder Ejecutivo Nacional, Publicación B.O. Número: 27932, Argentina, (1994).
- [5] Iza A. Rovere M., Gobernanza del Agua en América del Sur: Dimensión Ambiental, UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, (2006).
- [6] Allen A., Introducción Teórica al Desarrollo Urbano Sustentable, Módulo de la Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano (GADU), Centro de investigaciones ambientales UNMdP, Mar del Plata, Argentina, (1996).
- [7] Cifuentes, O. Vulnerabilidad en la Gestión del Servicio de Agua Potable para la Ciudad de Bahía Blanca, Tesis de Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano (GADU), Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, (2000).
- [8] Lavell A., Viviendo en riesgo. Comunidades vulnerables y prevención de desastres en América Latina, Compilador, Capítulo 2: Degradación ambiental, riesgo y desastre Urbano, Ed. FLACSO. LA RED-CEPREDENAR, Argentina, (1994).
- [9] Wilches Chaux G., La vulnerabilidad global, Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina s.l. CO. (1993).



## TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN Y LA COMUNICACIÓN EN EL SEGUIMIENTO PEDAGÓGICO DE UN TESISISTA

Escudero, Daniela K.<sup>1</sup> y Cifuentes, Olga I.<sup>1</sup>

1:UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: daniela\_escudero@yahoo.es; ocifuentes@speedy.com.ar,  
web:<http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Se presenta el caso de la dirección y co dirección de tesis de un alumno de Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN - Facultad Regional Bahía Blanca) que, por razones laborales una vez iniciado el desarrollo de la misma, debió trasladarse a las Islas Orcadas, Antártida Argentina. A fin de no detener la investigación y cumplir con los plazos otorgados para su finalización, se consideró como recurso pedagógico utilizar las Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) para dar continuidad a las tareas de apoyo. Se implementaron reuniones virtuales mediante Skype para consulta y discusión de avances, enviando por correo electrónico, la documentación resultante. Es objetivo de esta presentación, plantear los cambios introducidos por las TIC para promover la producción de nuevos saberes en la enseñanza y el aprendizaje a distancia, y la necesidad de estimular estas prácticas, que permiten dar continuidad a quienes deben alejarse por distintos motivos de la institución y permanecer incluidos en el sistema educativo, sin perder el acompañamiento del docente. Como resultado de esta experiencia, el tesisista, ya de regreso en Bahía Blanca, realiza los últimos ajustes de su Tesis, para la edición del documento final y su posterior defensa.*

**Palabras clave:** TIC, Recurso Pedagógico, Tesis.

### 1. INTRODUCCIÓN

Las Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) han tenido un desarrollo explosivo en los últimos años del siglo XX e inicios del siglo XXI [1]. Las mismas se han podido desarrollar a partir de los avances tanto en materia de la informática como de las telecomunicaciones, y más precisamente internet. Consisten en un conjunto de procesos y métodos que permiten el acceso, producción, tratamiento y comunicación de la información presentada en diferentes códigos (texto, imagen, sonido, etc.) [2]. No hay un solo ámbito de la vida humana que no se haya visto impactado por este desarrollo: la salud, las finanzas, los mercados laborales, las comunicaciones, el gobierno, la productividad industrial, etc. El conocimiento se multiplica más rápido que nunca y se distribuye de manera prácticamente instantánea. El mundo se ha vuelto un lugar más pequeño e interconectado [1].

Por ello, las TIC pueden constituirse en una herramienta fundamental para dar continuidad a los alumnos que por distintos motivos deben alejarse de la institución educativa,

permaneciendo incluidos en el sistema, sin perder el acompañamiento del docente.

En este caso particular, se muestra el uso educativo de las TIC para el aprendizaje, que involucra herramientas digitales y tecnologías basadas en internet, para la dirección y co dirección de la tesis de un alumno de la Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN- FRBB) que, por razones laborales una vez iniciado el desarrollo de la misma, debió trasladarse a las Islas Orcadas, Antártida Argentina. A fin de no detener la investigación iniciada y cumplir con los tiempos exigidos para su finalización, se consideró como recurso pedagógico la posibilidad de utilizar las TIC, para dar continuidad a las tareas de apoyo.

La presentación tiene por objetivos plantear los cambios introducidos por las TIC para promover la producción de nuevos saberes en la enseñanza y el aprendizaje a distancia, y estimular estas prácticas, que permiten dar continuidad a quienes deben alejarse por distintos motivos de la institución y permanecer incluidos en el sistema educativo, sin perder el acompañamiento del docente.

### 1.1. Características de las TIC

Las TIC giran en torno a tres medios básicos: la informática, la microelectrónica y las telecomunicaciones, haciéndolo de manera interactiva e interconexiónada, lo que permite conseguir nuevas realidades comunicativas [2]. El elemento más representativo de las nuevas tecnologías es el ordenador y más específicamente Internet, que supone un salto cualitativo de gran magnitud, cambiando y redefiniendo los modos de conocer y relacionarse del hombre [3].

Distintas bibliografías destacan las características representativas de las TIC, que pueden sintetizarse como:

- *Inmaterialidad*: la información puede ser llevada en forma transparente e instantánea a lugares lejanos.
- *Interactividad*: en función del intercambio entre el usuario y el ordenador, se consigue adaptar los recursos utilizados a la necesidad del sujeto.
- *Interconexión*: hace referencia a la creación de nuevas posibilidades tecnológicas a partir de la conexión entre dos tecnologías (por ejemplo: la interconexión entre la informática y las tecnologías de comunicación propician el correo electrónico).
- *Instantaneidad*: lograda a través de la integración entre la informática y las redes de comunicación, que permite la comunicación y transmisión de información entre lugares muy lejanos, muy rápidamente.
- *Elevados parámetros de calidad*: de imagen y sonido.
- *Digitalización*: cuyo objeto es que la información pueda ser transmitida, al estar representada en un formato único y universal.
- *Penetración en todos los sectores*: culturales, educativos, económicos, etc.
- *Innovación*: la implementación de estas herramientas producen un cambio constante, aunque no siempre conllevan al rechazo de tecnologías anteriores, sino que a veces se produce una simbiosis con otros medios.
- *Diversidad*: su utilización puede ser muy variada, desde la mera comunicación, hasta el proceso de la información para crear nuevas informaciones [4].



Las TIC se pueden definir como tecnologías para el almacenamiento, recuperación, proceso y comunicación de la información.

Existen múltiples instrumentos electrónicos que se encuadran dentro del concepto de las TIC: la televisión, el teléfono, el video, el ordenador. Pero sin lugar a duda, los medios más representativos de la sociedad actual son los ordenadores y más específicamente las redes de comunicación, en concreto Internet [3].

### 3. METODOLOGÍA

En el caso particular que se presenta, la dirección y co dirección de tesis del Lic. Daniel Juárez, alumno de la Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN - FRBB), se llevó a cabo implementando reuniones periódicas virtuales mediante Skype (tanto en su formato de video como telefónico) para consulta y discusión de avances. Esta metodología pudo implementarse gracias a la disponibilidad de conexión a internet con que el alumno contaba en las Islas Orcadas (Antártida Argentina), donde se hallaba desempeñando sus actividades laborales como Jefe de la Base Naval.

El trabajo se vio facilitado porque parte de la bibliografía que debía consultar, así como algunos de los datos que se requerían para la investigación, estaban disponibles en la página web de la Municipalidad de Bahía Blanca, Área de Gobierno - Medio Ambiente, que publica los Programas Integrales de Monitoreo elaborados por el Comité Técnico Ejecutivo (CTE), de la zona del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca, en la sección de Informes Medioambientales. Además, el tesista pudo consultar registros de caudales y resultados de análisis de los distintos monitoreos ambientales realizados en el área de estudio, que fueron subidos a partir del año 2010 en una base de datos SQL (Structured Query Language), a través de la misma página web, Programa Gobierno Abierto de la mencionada Municipalidad. SQL es un lenguaje de programación diseñado para almacenar, manipular y recuperar datos almacenados en bases de datos relacionales.

La utilización de la aplicación Google Earth, también posibilitó visualizar en forma remota la zona estudiada, e identificar las descargas industriales y urbanas que aportan al Estuario de Bahía Blanca, trabajo que formaba parte de los objetivos de la investigación.

El intercambio de la información se efectuó por correo electrónico. La documentación generada por el alumno se enviaba por internet para que las directoras efectuaran las correcciones parciales, que también eran remitidas por el mismo medio y/o discutidas vía Skype.

### 4. RESULTADO

Como resultado del uso de las TIC, el Lic. Daniel Juárez, se encuentra terminando la investigación sobre *Aportes de Níquel al Estuario Bahiense*, parte de la cual fue realizada en su estancia de un año, en la Base Naval Islas Orcadas. Actualmente, ya de regreso en Bahía Blanca, el alumno realiza trabajos de campo que quedaron pendientes debido a su alejamiento físico de la zona de estudio (por ejemplo visitas al Parque Industrial, relevamientos fotográficos, etc.) y los últimos ajustes de su tesis, para la edición del documento final y su posterior defensa.

La Figura N° 1 muestra uno de los momentos de la interacción vía Skype entre el tesista Daniel Juárez (en Islas Orcadas) y la directora de tesis Daniela Escudero (en Bahía Blanca). En la misma, quedan en evidencia las ventajas de la implementación de estas tecnologías, dado que observando la pantalla del ordenador o computadora y reparando en la lejanía de los lugares en que se encontraban ambos interlocutores (indicados en la imagen de nuestro planeta), esto último no constituyó un obstáculo para una comunicación fluida.



Daniela Escudero  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca



Daniel Juárez  
Islas Orcadas, Antártida Argentina



**Figura 1.** Esquema de metodología de trabajo utilizando Skype

## 5. CONSIDERACIONES FINALES

El uso de las TIC en el seguimiento pedagógico del tesista, se constituyó en una experiencia altamente positiva, que permitió visualizar en este caso particular, las características representativas de estas tecnologías:

- *la inmaterialidad* en el traslado de la información en forma transparente e instantánea desde Bahía Blanca en Provincia de Buenos Aires hasta Islas Orcadas en Antártida Argentina, permitiendo al alumno, desde esa ubicación tan remota, el acceso a las bases de datos y la documentación.
- *la interactividad* que posibilitó el procesamiento de los datos y el intercambio de ideas entre tesistas y directoras a través de la computadora.
- *la interconexión* a partir de las nuevas tecnologías de la informática y la comunicación, propiciadas en este caso particular por el correo electrónico y el software Skype.
- *la instantaneidad* lograda a través de las redes de comunicación, que permitió no sólo la transmisión de información entre dos lugares distantes a unos 4000 Km, sino también la oportunidad de transmitir la emoción que implica poder ver en tiempo real, a través de la cámara de una notebook, los espectaculares paisajes de la región antártica, tan lejana y tan cercana a la vez, del sentir nacional.
- *la calidad de imagen y sonido*, que logró reflejar fielmente las características del lugar, a tal punto que hicieron aflorar lo más sentidos sentimientos patrióticos.
- *la digitalización* de la información y el acceso a la información que permitió que la misma pudiera ser transmitida.
- *la penetración de la información* hasta los confines del mundo, donde la vida, la educación, la cultura, la economía, toman perfiles diferentes.
- *la innovación* en la implementación de las TIC para el grupo de trabajo, constituyéndose en un desafío, experimentando con nuevas herramientas en pos de dar batalla a situaciones imprevistas.
- *la diversidad de herramientas utilizadas*, incluyendo el envío de e-mails, la comunicación por Skype, el acceso remoto a la información a través de la página web municipal y la utilización de Google Earth.

La universalidad de las TIC implica una oportunidad y un desafío. Atribuye a docentes y educadores la tarea de encontrarles un uso que permita desarrollar sociedades más democráticas e inclusivas, que fortalezca la colaboración, la creatividad y la distribución del conocimiento, contribuyendo a una educación más equitativa y de calidad para todos.

Las instituciones tienen en las TIC, una forma de apertura y difusión de sus actividades, de manera que sus resultados y datos generados puedan ser accesibles a los distintos actores de la sociedad, pudiendo cada uno de ellos, utilizarlos de acuerdo a sus necesidades y saberes, incluso para la producción de nueva información ó maximización de la existente.

La aplicación de estas tecnologías que promueven la producción de nuevos saberes para la enseñanza y el aprendizaje a distancia, permite actualmente dar continuidad a quienes deben alejarse por distintos motivos de la institución educativa, posibilitando que permanezcan incluidos en el sistema, sin perder el acompañamiento del docente.

## 6. REFERENCIAS

- [1] UNESCO. *Enfoques estratégicos sobre las TICs en educación en América Latina y el Caribe*. Oficina Regional de Educación para América Latina y el Caribe (ORELAC/UNESCO Santiago). Chile. (2013). Disponible en: <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Santiago/images/ticsesp.pdf>
- [2] Cabrero, J. *Impacto de las nuevas tecnologías de la información y la comunicación en las organizaciones educativas*. (1998: 198) en Belloch Ortí, C. "Las Tecnologías de la Información y Comunicación en el aprendizaje".(2012).
- [3] Belloch Ortí, C. *Las Tecnologías de la Información y Comunicación en el aprendizaje*. Departamento de Métodos de Investigación y Diagnóstico en Educación. Universidad de Valencia. (2012). Disponible en: <http://www.uv.es/bellohc/pedagogia/EVA1.pdf>
- [4] Belloch Ortí, C. *Las Tecnologías de la Información y Comunicación (TIC)*. Unidad de Tecnología Educativa. Universidad de Valencia. (2001). Disponible en: <http://www.uv.es/~bellohc/pdf/pwtic1.pdf>

## **SISTEMA DE INFORMACIÓN DEL AGUA EN EL SUDOESTE BONAERENSE, UNA HERRAMIENTA ESENCIAL PARA LA GIRH**

**Frank, Carlos<sup>1</sup>; Sartor, Aloma<sup>1</sup>; Bonzini, Marcio<sup>1</sup>; Bini, Rodrigo<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: asartor@frbb.utn.edu.ar, web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *La necesidad de contar con mecanismos que faciliten el acceso a la información de base, como sustento para la construcción de conocimiento y fundamento de políticas del agua, abren una posibilidad de participación activa dentro del espacio de las Instituciones de Educación Superior en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), con varias ventajas colaterales: involucramiento de grupos de investigación específicos con temas regionales concretos; relacionamiento con disciplinas complementarias; vuelco de resultados a las cátedras y a los organismos de aplicación; progresiva consolidación de “líneas de confianza” para el trabajo colaborativo. En esta línea, dentro del proyecto “Gobernanza y GIRH” se ha definido, dentro del espectro de posibilidades, integrar la información colectada, tanto por el proyecto mismo, como por los aportes de las Tesis de Maestría que forman parte del grupo, utilizando como plataforma un “sistema de información geográfica (SIG)”. Esta tarea, relacionada con el sector de TIC de la FRBB, tendrá como resultado un espacio de publicación y actualización permanente de datos relacionados con las cuencas de la región del sudoeste bonaerense, así como información relacionada con la gestión del agua en las localidades ubicadas sobre dichas cuencas. Se cuenta hoy con datos e información sobre el tipo de fuente y recursos hídricos utilizados en cada localidad de las cuencas de la región, el tipo de gestión de los servicios de agua potable y cloacas y contactos locales de los servicios. El sistema de Información de Agua se encuentra disponible asociado a la Web de la Facultad Regional Bahía Blanca de la UTN.*

**Palabras clave:** GIRH, Gobernanza del Agua, Servicios de Agua y Cloacas, Sudoeste Bonaerense, SIG.

### **1. INTRODUCCIÓN**

Es recurrente en ámbitos científicos, universitarios, de decisión pública o privada, concordar respecto a las dificultades y problemas que existen con la obtención de datos e información necesaria para el análisis informado de problemas; datos que en muchos casos si existen han sido originados por organismos públicos, pero que esta condición tampoco facilita ni asegura su acceso. Por otra parte, en estos últimos años los avances en las tecnologías de la información y comunicación (TIC) han multiplicado exponencialmente las capacidades y facilidades para la circulación de datos y/o información, así como su accesibilidad. En relación a la gestión del agua, la importancia de impulsar políticas de transparencia implica

construir condiciones que faciliten el acceso más equitativo a este recurso esencial para el desarrollo de la vida, como fue tratado ampliamente en el “Informe Global de la Corrupción 2008. Corrupción en el sector del agua” publicado por Transparency International [1].

El agua es un elemento de la naturaleza imprescindible para sostener la vida misma, la sustentabilidad del desarrollo en las ciudades, la integridad ambiental y cohesión social, la producción y los servicios; su presencia o ausencia del agua se convierte cada vez con mayor evidencia en factor de tensión de intereses, muchas veces contrapuestos. La Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH) nos lleva a reconocer los diferentes planos que intervienen si la perspectiva desde donde se trabaja es la sustentabilidad, y es desde esta perspectiva teórica y de gestión que la información se constituye en condición *sine qua non* para construir una gestión más equitativa.

Las facilidades en las TIC vuelven a configurar el problema en torno a la importancia de la generación de datos e información o relevamiento de la existente. La corrupción en el sector de agua es un tema de estudio de los organismos como el Banco Mundial o Transparency International; la gestión transparente de los recursos hídricos, los servicios de abastecimiento, las concesiones y contratos públicos o privados necesitan contar con soporte de información accesible.

La CEPAL analiza el Derecho Humano al Agua y al Saneamiento en relación al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo del Milenio, y establece que “los medios para alcanzar el nuevo objetivo, se propugna la inclusión de los siguientes factores en el análisis de las metas: i) mecanismos de participación genuina y remedios eficaces fijados en el Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales (PIDESC); ii) papel de las autoridades nacionales como ejecutoras directas del DHAS en el ámbito doméstico, complementado con el rol de los organismos internacionales de protección de los derechos humanos; iii) reglas de transparencia y organización fijadas en la Convención de Naciones Unidas contra la Corrupción (CNUCC); y, iv) buenas prácticas esperables del sector público y privado de acuerdo a los Principios Rectores sobre Empresas y Derechos Humanos “Proteger, Respetar y Remediar” (PRs)”. [2]

Se propone en este trabajo mostrar los avances del Sistema de Información del Agua que ha formado parte del proyecto “Gobernanza y GIRH” y que, dentro del espectro de posibilidades, integra la información colectada, tanto por el proyecto mismo, como por los aportes de las Tesis de Maestría que forman parte del grupo, utilizando como plataforma un “sistema de información geográfica (SIG)”. Esta tarea, relacionada con el sector de TIC de la FRBB, tendrá como resultado un espacio de publicación y actualización permanente de datos relacionados con las cuencas de la región del sudoeste bonaerense, así como información relacionada con la gestión del agua en las localidades ubicadas sobre dichas cuencas. Desde el proyecto de investigación “GIRH y Gobernanza del Agua” PID 25/B031, se ha iniciado la construcción de un Sistema de Información regional del Agua, de forma de recopilar los datos, información y estudios vinculados a las cuencas vinculadas a Bahía Blanca (Provincia

de Buenos Aires); el área del trabajo, localizada en el sudoeste de dicha provincia, comprende las siguientes cuencas: Chasicó, Sauce Chico, Sauce Grande, Napostá Grande y Napostá Chico. El área comprende una superficie mayor a los 45.000 km<sup>2</sup> y 527.530 habitantes. El objetivo es volcar en un Sistema de Información Geográfica (SIG) datos de los recursos hídricos, información que caracteriza su calidad, los servicios sanitarios de cada población, el tipo de gestión de estos servicios.

Se cuenta hoy con datos e información sobre el tipo de fuente y recursos hídricos utilizados en cada localidad de las cuencas de la región, el tipo de gestión de los servicios de agua potable y cloacas y contactos locales de los servicios. El SIG superpone diferentes capas temáticas útiles para realizar abordajes teóricos desde la perspectiva de la GIRH (uso de suelo, población, infraestructura vial y ferroviaria, recursos hídricos, delimitación de cuencas y subcuencas, geo-referenciación de pozos e infraestructura de los servicios de agua y cloacas, etc.). El sistema de Información de Agua se encuentra disponible asociado a la Web de la Facultad Regional Bahía Blanca de la UTN. Además, las tesis y trabajos publicados sobre el área permiten aportar información generada que enriquecen el conocimiento sobre el recurso en la región; el sistema gestiona información que se asocia con cada una de las localidades del área de estudio y que permite complementar la información asociada en un primer plano de visualización que presenta cada nivel de información del sistema.

## **2. RECURSOS TECNOLÓGICOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA DE INFORMACIÓN DEL AGUA**

En la actualidad, todas las aplicaciones que pueden ser utilizadas o mostradas tanto en la publicación de datos como en las diferentes redes sociales, marcan una tendencia. Estas tendencias son para dar lugar a las nuevas tecnologías. Es así como la cartografía digital comienza a ganar importancia paulatinamente. Hoy en día es común ver en las redes sociales la posibilidad de compartir el lugar preciso donde un usuario se encuentra, gracias al acceso a la tecnología GPS y una conexión de datos. Estas y otras aplicaciones, ponen elementos de la cartografía digital al alcance del usuario común, a través de interfaces cada vez más amigables, sencillas y entendibles.

Este trabajo no pierde de vista este último concepto y es por ello que trata de implementar un servicio de mapas con tecnologías web (WebMapping) que permita visualizar de manera clara y sencilla, la información recopilada, como ya se ha indicado, sobre gestión de los recursos hídricos en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires.

Para ello se han planteado objetivos específicos:

- Desarrollar los servicios de mapas (Geoserver).
- Carga de la información en los servicios de mapas (Geoserver).
- Definir estilos de visualización cartográfica acordes a la visualización web
- Navegación de la cartografía y consulta mediante la web.

### **2.1 Criterios de selección del soporte lógico**

Frente a las necesidades anteriormente citadas, se realizó un análisis de las diferentes alternativas posibles y se llegó a la conclusión de que la aplicación debía ser producida con un software 100% Open Source debido a que resulta necesario asegurar la continuidad en la prestación, que resulte independiente de las cuestiones presupuestarias, tanto de la Educación Superior como de los proyectos de investigación en los que se soporte a la tarea de implementación. Cabe destacar en este punto que Open Source o Código Libre, hace referencia a las libertades que puede ejercer quien lo recibe [3]:

1. Libertad para ejecutar el programa en cualquier sitio, con cualquier propósito y para siempre.
2. Libertad para estudiarlo y adaptarlo a nuestras necesidades. Esto exige el acceso al código fuente.
3. Libertad de redistribución, de modo que se nos permita colaborar con vecinos y amigos.
4. Libertad para mejorar el programa y publicar sus mejoras. Esto también exige el código fuente.

El sistema debía cumplir con asegurar el acceso a todos los usuarios desde cualquier lugar, siempre que se tuviera acceso a internet; por lo tanto se utilizaría una aplicación web orientada a sistemas de información geográfica (SIG), principalmente para no depender de ninguna aplicación SIG de escritorio.

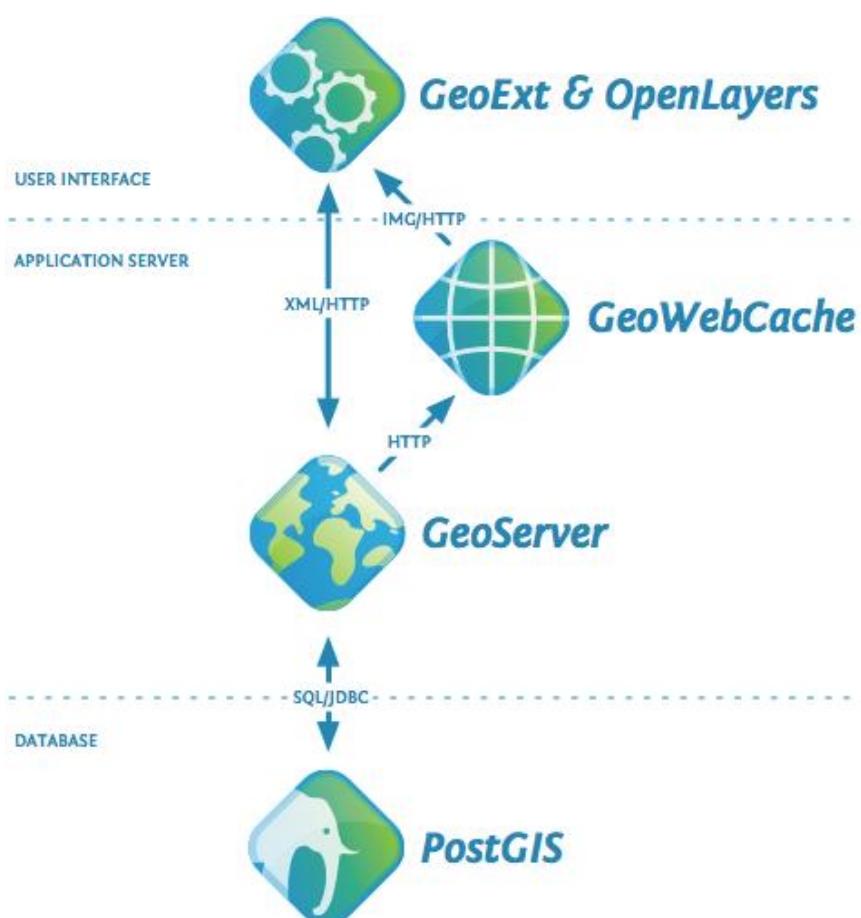
Debía también tener una condición de multiusuario, con el objetivo de optimizar recursos y tener la capacidad de gestionar varias peticiones a la vez. Además el entorno de administración tenía que ser intuitivo y fácil de utilizar.

Dada las necesidades anteriormente expuestas se optó por OpenGeo Suite, una herramienta de gestión apta para este tipo de proyecto. Esta plataforma contiene todas las herramientas que se necesitan para hacer una aplicación web de mapas. Integra una base de datos espacial, un servidor de aplicaciones y un cliente API.

## **2.2 Características de la plataforma**

OpenGeo Suite está soportado por los navegadores web, lo que permite, utilizando estándares abiertos, que cuando se sirve un mapa o datos a través de OpenGeo Suite, se comparten con mayor facilidad. Tiene un desempeño aceptable con los sistemas existentes (propietarios o código abierto), que incluye a los conocidos Google, Oracle, ESRI y Microsoft. Open Source, está completamente construido con componentes de código abierto y garantiza un rápido proceso de desarrollo, con una comunidad de soporte que participa y una viabilidad de proyecto a largo plazo, condiciones importantes a la hora de elegir una herramienta.





**Figura 1.** Arquitectura OpenGeo.

El tipo de arquitectura de este software permite una interacción con los usuarios tanto en lo que hace al diseño como a vincular componentes específicos para cada una de las distintas aplicaciones.

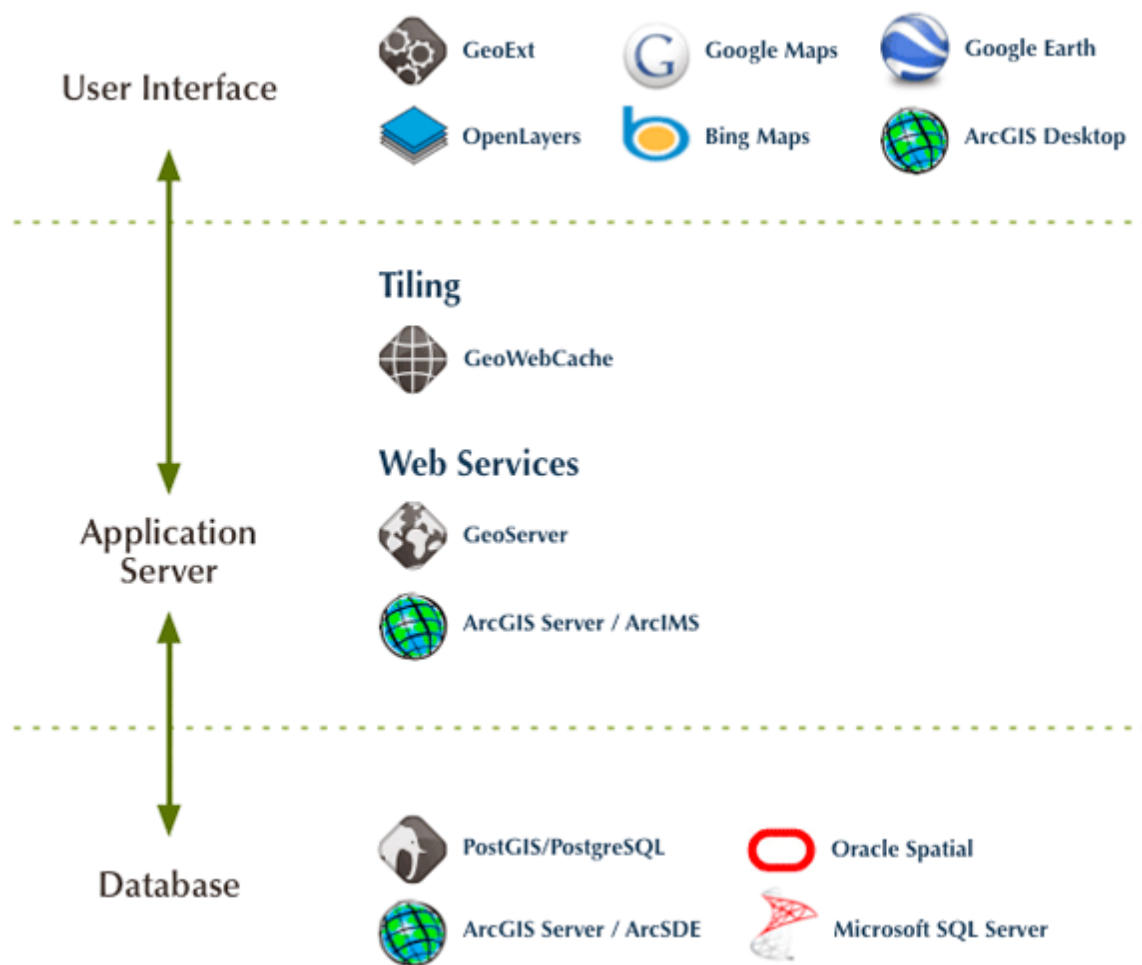


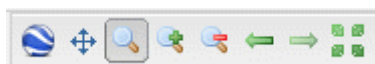
Figura 2. Interoperatividad con otros proveedores.

### 2.3 Criterios sobre soporte físico y accesibilidad

Como se ha expresado, resulta fundamental, además de coleccionar, integrar, verificar la calidad y sistematizar el acceso a la información como soporte a la toma de decisiones, tener la posibilidad de garantizar el funcionamiento de enlaces y equipos de gestión de la información. Para ello, en la Facultad Regional, se viene trabajando en forma mancomunada con el área de TIC en contar con enlaces redundantes, avanzar en políticas de repositorios anticipándonos a la reglamentación de la ley de diciembre 2013, y fortalecer la capacidad de almacenamiento y procesamiento, buscando replicar la información con una adecuada política de “mirroring” (copia en espejo, con actualización periódica, almacenada en un lugar distinto).

## 2.4 El sistema y sus herramientas

Dentro de lo que es el visualizador de mapas (GeoExplorer), el usuario cuenta con diferentes herramientas para la obtención de información, las cuales se detallan a continuación. La barra de herramientas de la ventana de mapas proporciona acceso a las siguientes herramientas:




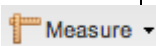



Botón	Nombre	Descripción
	<i>Cambiar a 3D Viewer</i>	Cambia el visualizador de mapa a 3D. Requiere del programa Google Earth en su ordenador.
	<i>Mapa Pan</i>	Mueva la ventana del mapa haciendo clic y arrastrando al sitio de interés.
	<i>Acercar</i>	Incrementa el zoom por cambio de escala.
	<i>Disminuir el zoom</i>	Decrementa el zoom por cambio de escala.
	<i>Zoom a la vista previa</i>	Vuelve a la extensión del mapa previa.
	<i>Zoom a la vista siguiente</i>	Vuelve a la vista a la siguiente extensión (se activa sólo después de usar Zoom del punto anterior).
	<i>Zoom a la extensión máxima</i>	Extiende el Zooms para la extensión máxima de todas las capas.

**Tabla 1.** Herramientas disponibles en la ventana de mapas.

La barra de herramienta del GeoExplorer permite el acceso a las siguientes herramientas:



Botón	Nombre	Descripción
	<i>Impresión</i>	Crea un PDF de la composición del mapa actual.
	<i>Mapa Pan</i>	Mueva la ventana del mapa haciendo clic y arrastrando al sitio de interés.
	<i>Identificar</i>	Despliega información de elementos cartográfico(atributos) para la composición actual.
	<i>Medida</i>	Mide distancia lineal o área en la ventana de Mapa.
	<i>Selección de Capas</i>	Despliega una lista con las capas que contiene el mapa, permitiendo prenderlas o apagarlas.

**Tabla 2.** Herramientas GeoExplorer.

## 2.5 Publicación de contenidos

Se ha integrado la herramienta GIS a la página web de la facultad para comenzar a publicar y facilitar el acceso a los datos, por el momento en una etapa piloto, permitiendo visualizar la información a través de una interfaz amigable.

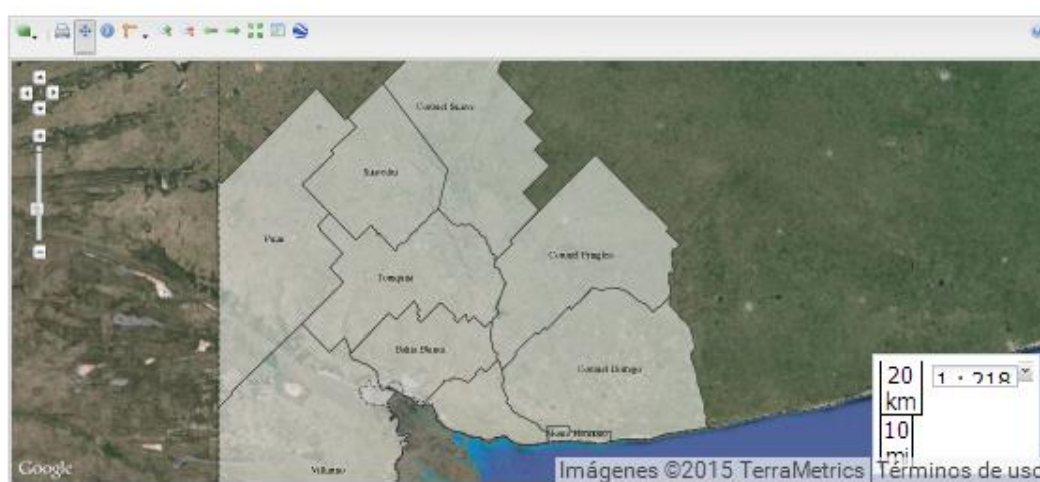


Figura 3. Integración de GeoExplorer con la web de la Facultad.

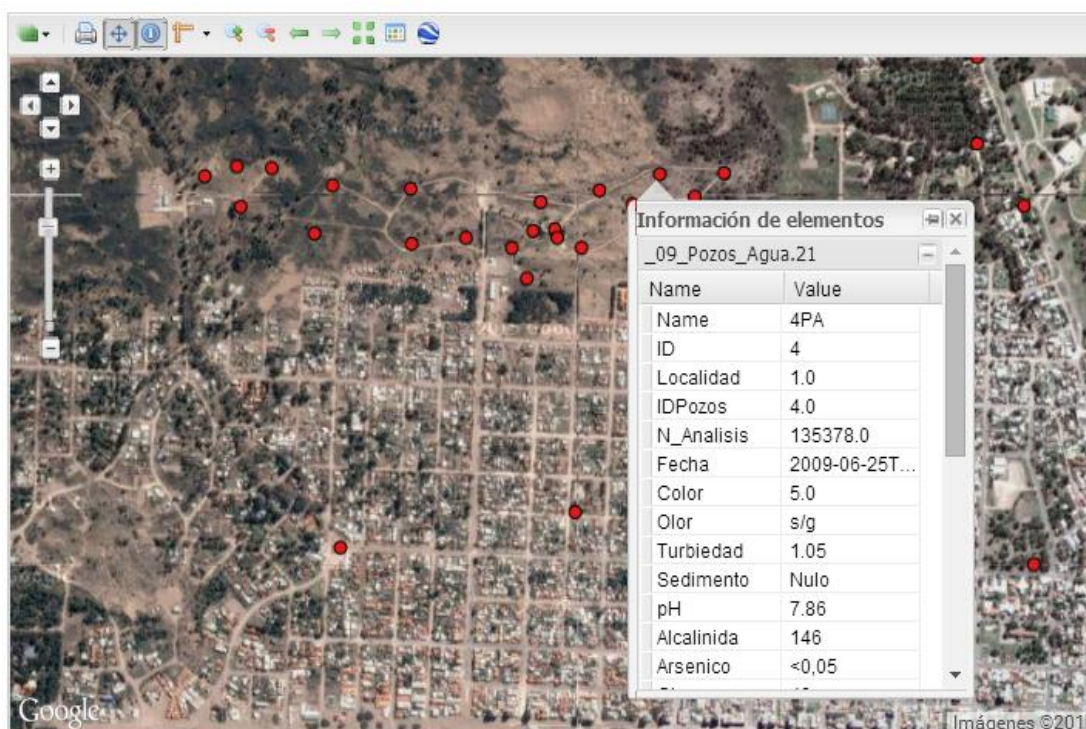


Figura 4. Ejemplo de información contenida en el sistema.

### 3. CONCLUSIONES

Definir el espectro de datos necesarios y útiles para actividades de investigación y especialmente como soporte a la toma de decisiones, coleccionarlos, validarlos y verificarlos requiere de un importante y sostenido esfuerzo de integración de datos, en general no disponibles fácilmente. Sin embargo nos queda claro a esta altura, que eso es solo el comienzo. A partir de allí se debe trabajar en relacionar distintas entidades, generadores y usuarios de información, para que en conjunto y buscando no superponer esfuerzos ni recursos, se logre una interacción que permita sostener en el tiempo una actividad que debe, necesariamente incluir la permanente actualización de información, así como el mantenimiento de facilidades que permiten el acceso a los datos.

Esto incluye debates y conclusiones sobre privacidad, permisos, usos libres y restringidos, además de buscar el financiamiento de la actividad a mediano y largo plazo, que evite los logros puntuales y de corta duración, más propio del espacio académico, de posgrado o investigación, donde la temporalidad de la acción está ligada a la duración de un proyecto de investigación, una tesis o un trabajo por encargo de terceros. Este es el desafío que sigue a los logros obtenidos, tanto por los datos coleccionados como por la herramienta elegida para hacerlo disponible.

#### 4. REFERENCIAS

- [1] Transparency International (2008). “Informe Global de la Corrupción 2008. Corrupción en el sector del agua”. Editado por Dieter Zinnabauer y Rebeca Dobson. Primera edición en inglés publicada por Cambridge UniversityPress. ISBN 978-3-935711-08-1
- [2] Justo, B. (2013). “El derecho humano al agua y al saneamiento frente a los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)”. Editado por la CEPAL
- [3] Stallman, R. "Free software definition", publicado por Free Software Foundation en: <http://www.gnu.org/philosophy/free-sw.html>





## APORTES DE ZINC AL ESTUARIO BAHIENSE

Pérez, César<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)

UTN - Facultad Regional Bahía Blanca

11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca

e-mail: chperez@bvconline.com.ar; ocifuentes@speedy.com.ar; daniela\_escudero@yahoo.es;

web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *A partir de la detección de Zinc (Zn) en agua, sedimentos y peces del estuario bahiense (Provincia de Buenos Aires, Argentina), se plantea como objetivo determinar las fuentes aportantes de este metal y estimar una cuantificación del aporte. Para ello, se analizan los resultados de los monitoreos (período 2001-2012/13) de las descargas naturales y antrópicas, puntuales y difusas que vuelcan al estuario, en el área de aplicación de la Ley Provincia de Buenos Aires N° 12.530/00. A fin de orientar la búsqueda y para contar con un marco teórico actualizado, se realiza una revisión bibliográfica sobre características, fuentes y productos que contienen Zn. Posteriormente se recopilan, verifican, procesan y evalúan los resultados de monitoreos de este metal en las distintas descargas, a fin de calcular las cargas máxicas, y conforme a datos de la bibliografía, se estiman aportes de fuentes difusas (urbanas y atmosféricas). De este análisis, surge que en la mayoría de los efluentes industriales y urbanos se detecta la presencia del metal con concentraciones por debajo de los máximos admisibles y que, por los volúmenes determinados, no deben despreciarse los aportes por deposición atmosférica y escorrentía urbana durante las precipitaciones. Se presentan además, otras consideraciones y recomendaciones finales.*

**Palabras clave:** Calidad de Agua, Efluentes, Zinc, Estuario.

### 1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los niveles alcanzados por la contaminación marítima mundial se han transformado en una cuestión de creciente preocupación. Esto ha generado que diversos Estados y Organizaciones se hayan abocado a investigar sus causas, fuentes y las posibles acciones para su reducción y prevención.

El estuario de Bahía Blanca (Figura N° 1) constituye, sin dudas, una pieza fundamental para el desarrollo de la economía regional. El puerto instalado sobre el mismo, ha representado una fuente generadora de oportunidades tanto a nivel comercial como industrial. Una de las actividades pioneras del sector es la pesca artesanal, que en la actualidad involucra a numerosas familias dedicadas a las actividades de extracción, comercialización y procesamiento. El deterioro del hábitat costero puede tener consecuencias a mediano/largo plazo sobre esta actividad, pues los contaminantes se transfieren directamente a aquellos organismos de interés comercial (peces, crustáceos).

La presencia de Zinc (Zn) en el estuario bahiense, advierte de una potencial fuente, que podría ser el origen de un futuro impacto no sólo ambiental, sino también social y económico. Por

ello, el presente trabajo tiene como objetivo indagar las fuentes que pueden estar incorporando este metal, que ha sido detectado en estudios realizados en agua, sedimentos y peces del estuario, considerando el área de aplicación de la Ley de la Provincia de Buenos Aires N° 12.530/00 y evaluando las distintas descargas puntuales (ej.: industriales, cloacales, pluviales y cursos naturales) y difusas (ej.: ex basural, deposición atmosférica, otras).

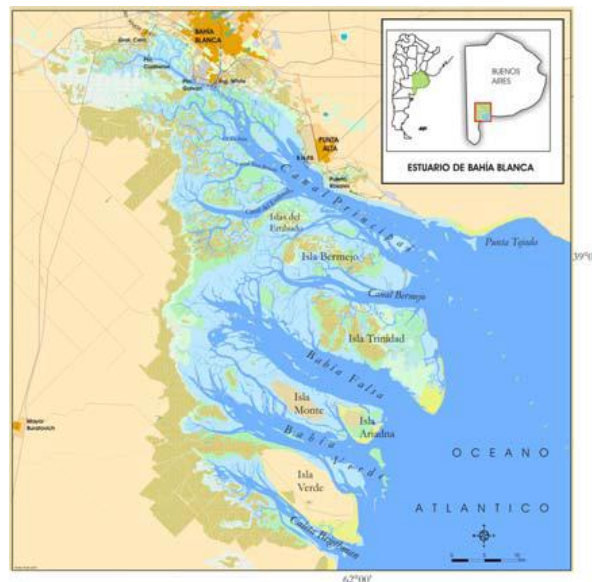


Figura N° 1. Localización del estuario de Bahía Blanca [1]

## 2. METODOLOGÍA

La investigación se inicia con la descripción del área de estudio e identificación de los cursos de agua naturales, descargas artificiales y de aquellos aportes con origen en el entorno urbano. Posteriormente se realiza el relevamiento de la información disponible, que consiste en la recopilación de los resultados de monitoreos de Zn realizados en el área de estudio e informados en el Programa Integral de Monitoreo (PIM), por el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca (MBB) [2]. Una búsqueda bibliográfica a nivel nacional e internacional, permite elaborar un marco teórico actualizado sobre el Zn, que posibilita la identificación de posibles fuentes antrópicas.

Con los datos obtenidos de los monitoreos en el estuario, se realiza el análisis simple de la varianza (Oneway ANOVA) que permite, a través del coeficiente p-value, determinar si la concentración media de Zn en las distintas estaciones de monitoreo presentan o no, una diferencia significativa, a efectos de identificar si existe una zona más impactada que otra.

Los resultados de los análisis realizados en las descargas industriales y urbanas son procesados con el programa ProUCL (V 5.0.00) [3] de la Environmental Protection Agency (EPA), que permite el tratamiento estadístico de datos con valores no detectables (ND) o menores al límite de detección (< LD), siguiendo el método Kaplan-Meier. De esta evaluación surgen los valores de concentraciones medias, varianzas y desvíos estándar.

Con los resultados obtenidos en las descargas industriales y urbanas, se calculan las cargas máxicas. Paralelamente, con datos extraídos de la bibliografía, se estiman aportes de Zn derivados de la escorrentía pluvial con origen en los techos urbanos. Las deposiciones atmosféricas surgen de datos de relevamientos ejecutados por el CTE [2]. Posteriormente, se estima la masa total anual de Zn que potencialmente estaría ingresando al estuario. Por último, se elaboran consideraciones y recomendaciones finales.

### **3. MARCO TEÓRICO**

El Zn se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza y constituye aproximadamente un 0,02 % de la corteza terrestre. El Zn metálico se puede troquelar para la fabricación de piezas de automóviles, equipos eléctricos, herramientas de maquinaria ligera, equipos informáticos, juguetes y artículos ornamentales. También puede laminarse para la obtención de planchas destinadas a tejados y cubiertas, cobertura de pilas secas, placas de fotograbado, etc. Además, puede alearse con el cobre, níquel, aluminio y magnesio. Combinado con cobre, se obtiene el importante grupo de aleaciones denominadas bronce.

Como concentraciones naturales, se considera para los océanos 0,001 - 0,06 µg/l, mares costeros/internos 0,5 - 1 µg/l, agua dulce de ríos de llanura aluvial 5 - 40 µg/l [4], aunque estos pueden variar sustancialmente con las características geológicas del lugar [5].

#### **3.1 Escorrentía superficial urbana**

En las zonas urbanas y suburbanas, gran parte de la superficie terrestre está cubierta por edificios, pavimento y otras coberturas, lo que aumenta considerablemente el volumen y la velocidad de la escorrentía de las aguas pluviales. A causa de las superficies impermeables como el asfalto y los tejados, una cuadra típica de la ciudad genera 5 veces más de escorrentía que una zona de bosque del mismo tamaño [6].

Los contaminantes de las escorrentías urbanas incluyen: sedimentos, aceite, grasa y sustancias químicas tóxicas provenientes de motores de vehículos, pesticidas y nutrientes de espacios verdes y jardines, virus, bacterias y los desechos de las mascotas, polvo de calles, autopistas y carreteras, metales pesados de los techos, vehículos y otras fuentes.

Varios autores coinciden en enunciar que el polvo de la calle, carreteras y autopistas tienen una alta concentración de Zn y una de sus principales fuentes es el tránsito vehicular, especialmente por el desgaste de los neumáticos.

##### **3.1.1 Zinc proveniente de los techos**

El agua de escorrentía en cada evento de lluvia ha mostrado una alta concentración de metales en el primer volumen de lluvia, luego va disminuyendo y finalmente alcanza una concentración en estado estacionario. La magnitud de la concentración durante este estado es influenciada por la intensidad de la lluvia y el pH.

La tasa de escorrentía de Zn generada en los techos para diferentes materiales, en diferentes condiciones climáticas, considerando distintos ámbitos (urbano, rural, industrial y costero), para precipitaciones entre 390 y 2100 mm anuales, varían desde 0,02 hasta 12,40 g/m<sup>2</sup> .año, con una tasa promedio de 2,38 g/m<sup>2</sup> año [7].

### 3.1.2 Zinc proveniente del polvo de las calles

En base a la bibliografía consultada la concentración de Zn en el polvo de calle varía desde 58 ppm hasta 1.450 ppm (el contenido en la corteza terrestre es de 75 ppm). En general los autores coinciden en que el medio está impactado en un rango de moderado a alto.

El contenido de Zn en neumáticos va desde 0,04 hasta 1,55 % en peso. Asumir un valor de 1% es razonable y conservativo. El tamaño de las partículas emitidas por el desgaste de los neumáticos varía de 0,01  $\mu\text{m}$  a mayores de 30  $\mu\text{m}$ . A efectos de hacer estimaciones se utiliza un valor de desgaste de 0,05 g neumático/Km [8].

El 8% de desgaste de los neumáticos se emite en forma de  $\text{PM}_{10}$  y el 15% de este  $\text{PM}_{10}$  es  $\text{PM}_{2,5}$  o sea el 1,2% del desgaste total de los neumáticos se emite como  $\text{PM}_{2,5}$  [9].

### 3.2 Deposición atmosférica

La concentración total en número de partículas está fuertemente asociada a las actividades urbanas y a la meteorología. Las emisiones vehiculares son las fuentes que más impactan. La distribución de tamaños revela que existen claramente dos tipos de partículas característicos de los sitios urbanos: uno grueso, con diámetros mayores a 1  $\mu\text{m}$ , asociado a fuentes locales y posiblemente relacionadas a procesos mecánicos, polvo erosionado por el viento o de resuspensión, y una gran cantidad de partículas, con diámetro entre 0,25 y 1  $\mu\text{m}$ , provenientes de procesos de combustión [10].

Varios autores brindan valores de deposición atmosférica de Zn en distintas áreas del mundo, que oscilan entre 2,4 a 186  $\text{kg}/\text{km}^2$  año, con precipitaciones entre 430 a 1399 mm/año.

## 4. ÁREA DE ESTUDIO

El estuario de Bahía Blanca está localizado entre los 38°45' y los 35°10' de latitud Sur, y entre los 61°45' y 62°30' de longitud Oeste, ocupando parte del sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. Incluye una serie de islas, marismas bajas y planicies de marea activas que drenan sus aguas a través de una serie de canales interconectados. En proximidades de la cabecera, sobre la costa norte, se encuentran las localidades de Bahía Blanca, Ingeniero White y General Daniel Cerri, una Reserva Natural, un balneario municipal, un polo petroquímico, un Parque Industrial de 136 Ha con 106 industrias en franco crecimiento y un área portuaria industrial integrada por los Puertos Cuatrerros, Galván e Ingeniero White. Estos dos últimos de importancia nacional por su profundidad, producción y volúmenes exportados.

Este trabajo se circunscribe al área de aplicación de la Ley Pcia. de Buenos Aires N° 12.530/00, que se limita a la zona interior del estuario. La misma recibe en forma directa o indirecta a través de los cursos de agua dulce, naturales o artificiales, sustancias exógenas al sistema, de orden antropogénico. En la Figura N° 2 se observan las descargas, que se enuncian posteriormente desde el interior hacia el exterior del estuario.



**Figura 2.** Localización de descargas naturales y antropicas al estuario de Bahía Blanca [11].

- Río Sauce Chico, que se dirige a su desembocadura en el estuario atravesando la zona de quintas próxima a la localidad de General Daniel Cerri.
- Arroyo Saladillo de García, que además, recibe las descargas de la Planta de Producción y Comercialización de Líquidos de Gas Natural Transportadora de Gas del Sur (TGS) y del frigorífico Villa Olga (sin actividad desde septiembre 2011).
- Descarga de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca Cloacal de Bahía Blanca.
- Canal Artificial Maldonado, derivador del Arroyo Napostá Grande, que recoge los desagües pluviales de un amplio sector de la ciudad.
- Canales a cielo abierto que recogen agua de lluvia en sectores de General Daniel Cerri, Bahía Blanca e Ingeniero White.
- Descarga de la Planta Depuradora de Ingeniero White (no operativa), que recibe los efluentes de la Planta de Air Líquide Argentina y de industrias de diferentes rubros de producción radicadas en el Parque Industrial. Los efluentes de esta Planta Depuradora son derivados desde el año 2010 a la Planta Depuradora de la Cuenca Principal Bahía Blanca.
- Descargas puntuales de las empresas: Petrobrás, Mega, Profertil, Central Piedra Buena (Termo Óleo y Termo M6), Cargill y la descarga de vuelco discontinuo de la Planta LLDPE-Barcaza de Dow Chemical-PBB Polisur.

- Canal Colector del Polo Petroquímico, que recibe las descargas de las empresas Solvay Indupa (con punto unificado para las plantas Cloro Soda, PVC y VCM), y Dow Chemical-PBB Polisor (vuelco de las plantas de craqueo de etano LHC I y LHC II, y de las plantas de polietileno EPE, LDPE y HDPE).
- Arroyo Napostá Grande, que transita con dirección N-S, atravesando la ciudad, hasta su desembocadura en el estuario.
- Descarga de la Planta Depuradora de la Cuenca Principal Bahía Blanca, que recibe los efluentes de industrias ubicadas en el ejido urbano de la ciudad y desde 2010, los de la Planta Depuradora de Ingeniero White.

Asimismo, en este área se localiza el ex basural de la ciudad, denominado Belisario Roldán, ubicado en las planicies de inundación del estuario, que pese a no estar operativo, no se ha saneado y sus lixiviados constituyen una descarga difusa.

## 5. RESULTADOS

En una primera instancia se evalúan los resultados de los análisis de Zn disuelto en agua y en sedimentos marinos, obtenidos en los monitoreos realizados en el estuario bahiense, para comprobar si existe un área con mayor impacto. Seguidamente, con los resultados obtenidos en las distintas descargas identificadas, se determinan las concentraciones y volúmenes medios aportados, para posteriormente calcular las cargas máxicas. Se estiman los aportes para los casos de escorrentía y deposiciones atmosféricas. Con los valores obtenidos, se computa el aporte de Zn al estuario.

### 5.1 Estudios en agua superficial y sedimento marino del estuario

A través de un Convenio entre MBB - CTE y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), en el marco del Sub Programa Estuario de Bahía Blanca del PIM, el último organismo efectúa monitoreos periódicos en 9 estaciones del estuario, cuyas localizaciones se muestran en la Tabla N° 1, destacando que E1 y E2 se encuentran fuera del área de estudio [2].

Los resultados publicados de las concentraciones de Zn medidas en agua y en sedimento, en las diferentes estaciones de muestreo para todas las campañas realizadas [2], son compilados y ordenados para este trabajo, con el fin de calcular la media aritmética y el desvío estándar. En la Tabla N° 2 se muestran los resultados para Zn disuelto en agua y en la Tabla N° 3, los valores correspondientes a Zn en sedimentos.

A fin de comprobar que las medias poblacionales son iguales, se realiza el análisis Oneway ANOVA, que arroja como resultado para la serie de Zn disuelto en agua, un coeficiente p-value = 0,111. El valor superior a 0,05 indica que no existen diferencias significativas entre las estaciones evaluadas. Lo mismo sucede con la serie de Zn en sedimentos, cuyo coeficiente p-value arroja un valor de 0,636 también superior a 0,05.



Estación	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Nombre	Proximidades Boya 24	Proximidades Boya 28	Proximidades Desagüe Cloacal C. Principal	Proximidades Boya 32 - Puerto Ing. White	Proximidades Puerto Galván (Posta de Inflamables)	Descarga Canal Colector Polo Petroquímico	Desagüe Maldonado-Saladillo de García	Puerto Cuatrerros	Proximidades Desagüe Cloacal Tercera Cuenca
Latitud (Sur)	38° 52' 44.1 "	38° 51' 32.3 "	38° 49' 05.0 "	38° 47' 54.1 "	38° 47' 05.2 "	38° 45' 55.1 "	38° 45' 29.3 "	38° 45' 09.7 "	38° 44' 50.7 "
Longitud (Oeste)	62° 10' 42.2 "	62° 12' 05.2 "	62° 12' 52.0 "	62° 15' 39.0 "	62° 18' 28.2 "	62° 20' 29.1 "	62° 21' 35.0 "	62° 22' 41.3 "	62° 19' 54.7 "

**Tabla 1.** Estaciones de monitoreo en el estuario. Denominación y localización.

Estación	Número de Observaciones	Detectables	<LD	% ND	Media (µg/l)	Varianza (µg/l)	Desvío Estándar (µg/l)
E1	52	38	14	26,92	14,32	323,5	17,99
E2	12	6	6	50,00	1,978	5,45	2,335
E3	48	25	23	47,92	6,514	150,3	12,26
E4	51	21	30	58,82	5,146	177,5	13,32
E5	50	22	28	56,00	3,551	45,7	6,761
E6	50	20	30	60,00	5,37	189,2	13,75
E7	45	15	30	66,67	7,694	583	24,15
E8	48	11	37	77,08	6,224	824,6	28,72
E9	15	8	7	46,67	14,32	1482	38,49

REFERENCIA: < LD = menor al límite de detección; ND = no detectable

**Tabla 2.** Concentraciones medias de Zn disuelto en agua del estuario.

Estación	Número de Observaciones	Mínimo (µg/g)	Máximo (µg/g)	Media (µg/g)	Desvío Estándar (µg/g)
E1	46	14,43	422,00	49,90	65,06
E2	6	27,33	62,04	49,51	11,83
E3	42	14,50	88,59	46,96	14,16
E4	46	11,24	575,30	69,02	108,90
E5	46	25,10	673,20	77,75	128,00
E6	45	22,20	706,80	79,03	135,80
E7	40	18,20	543,80	69,93	101,50
E8	42	14,17	265,60	54,51	43,11
E9	16	27,79	67,53	45,91	9,49

**Tabla 3.** Concentraciones medias de Zn en sedimentos del estuario.

De esta evaluación surge que para el metal en estudio, en ninguna de las 9 zonas evaluadas se detecta un impacto antropogénico diferenciado, lo que podría ser el resultado de los movimientos de agua y sedimentos en el estuario, fuertemente influenciados por la hidrografía, el sentido de circulación de la marea (mayor fuente de energía del sistema), la

compleja geomorfología, los efectos del viento, los flujos residuales en diversos sectores del canal principal, entre otros.

El análisis precedente corresponde a las estaciones localizadas en el eje del Canal Principal y las concentraciones de Zn pertenecen a toda la granulometría del sedimento muestreado. Sin embargo, debe mencionarse también que en un estudio realizado sobre la margen norte, en puntos cercanos a las descargas industriales y urbanas, sobre la fracción de sedimentos finos (granos  $< 63 \mu\text{m}$ ) se destaca que hay sitios que son claramente afectados por estos efluentes. No obstante, las sustancias contaminantes no se dispersan más allá de la zona afectada, limitándose a relativamente pequeñas regiones del estuario, si no se procede a dragados por inyección de agua [12]. A medida que disminuye el tamaño de la partícula en los sedimentos, la concentración de Zn aumenta, especialmente para partículas  $< 63\mu\text{m}$  [13].

### **5.2 Descargas industriales del Polo Petroquímico y Área Portuaria**

Los registros de las concentraciones de Zn en las descargas de las plantas industriales [2], se procesan con el programa ProUCL a efectos de estimar la concentración media, teniendo en cuenta que existen valores menores al límite de detección. Asimismo, se determina el caudal promedio para cada descarga, previo análisis de aquellos valores atípicos (outliers). En la Tabla N° 4 se muestran los valores medios de concentración de Zn y de caudales de cada efluente, que posteriormente se utilizan para la determinación de las cargas máxicas.

En todos los casos evaluados, las concentraciones de Zn nunca superaron los máxicos admitidos por la legislación vigente, según el cuerpo receptor al que aportan.

### **5.3 Descargas cloacales**

Existen en el ejido urbano de Bahía Blanca industrias y comercios que potencialmente pueden aportar Zn a los colectores cloacales. En la Figura N° 3 se observa la densidad de los mismos, en relación a la cuenca colectora a la que descargan: Cloacal Principal y Tercera Cuenca.

Con las concentraciones medias de Zn calculadas para cada descarga urbana y con sus respectivos caudales, se determinan las cargas máxicas aportadas.



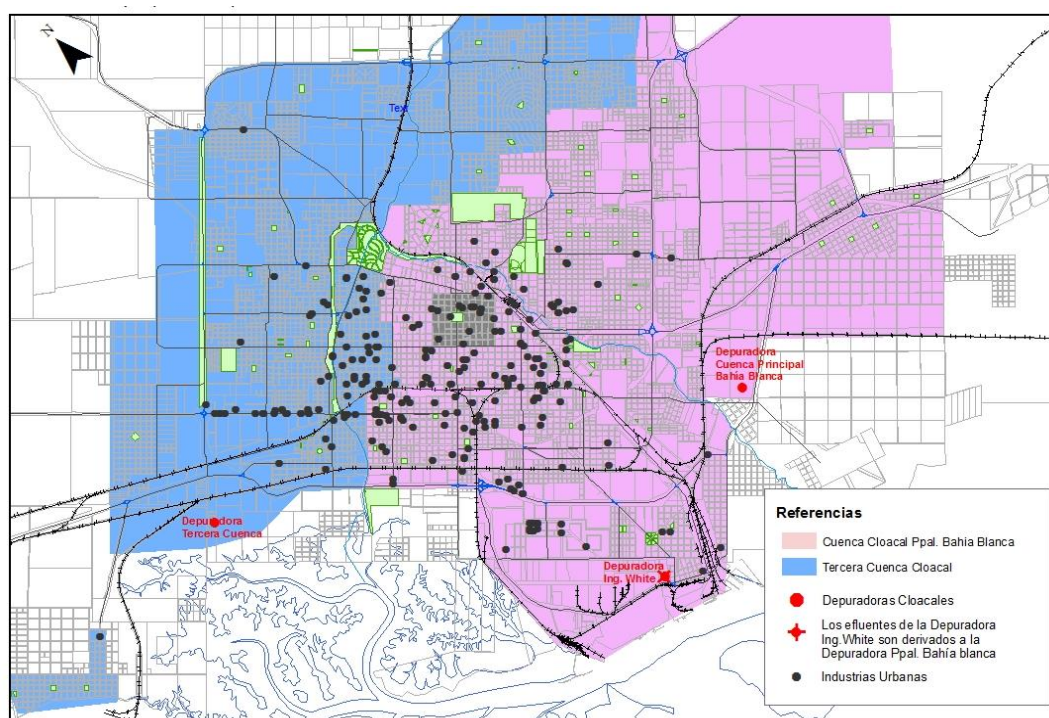


Figura 3. Potenciales aportes de Zn al sistema cloacal por cuencas.

### 5.3.1 Colector Cuenca Principal Bahía Blanca

Utilizando el software ProUCL, para el procesamiento de los registros obtenidos durante la caracterización de los efluentes de la descarga cloacal de la Planta Depuradora de la Cuenca Principal de Bahía Blanca [14], resulta una concentración media de Zn 0,0952 mg/l, para el caudal promedio de 1.750 m<sup>3</sup>/h.

### 5.3.2 Colector Tercera Cuenca

Para el caso de esta descarga, también se evaluaron con el programa ProUCL, los resultados de los análisis de Zn informados por el CTE en los PIM de los años 2009 al 2012 [2]. La concentración media obtenida es 0,0564 mg/L. Al no disponer de mediciones del caudal en la descarga, se consulta al personal de Aguas Bonaerenses S.A. (ABSA) que opera la planta, quienes indican un valor estimado de 400 m<sup>3</sup>/h.

### 5.4 Aguas subterráneas

El acuífero costero de Ingeniero White se caracteriza por la escasa profundidad de yacencia del nivel freático, una hidrodinámica donde predominan ampliamente los movimientos verticales, infiltración, recarga, evaporación y evapotranspiración, sobre el escurrimiento superficial y subterráneo, y por la elevada salinidad de sus aguas. Estos elementos permiten diagnosticar una moderada a alta vulnerabilidad intrínseca del acuífero a la contaminación [15].

En función de los gradientes hidráulicos, para este trabajo se toman los resultados de Zn informados por el CTE para los pozos exteriores a las plantas industriales [2]. Estos datos, procesados con el programa ProUCL, arrojan un valor medio de 0,0663 mg/l. Asimismo, se adopta un caudal de 2.000 m<sup>3</sup>/día, que surge de estudios previos realizados en el sector [16].

### **5.5 Descargas naturales.**

Posterior al período en estudio (2013) el CTE inicia un monitoreo sistemático del río Sauce Chico y el arroyo Napostá Grande, por lo tanto, los datos de concentraciones de Zn disponibles son preliminares. Teniendo en cuenta que existen algunos registros con valores menores al límite de detección, a efectos de hacer una estimación de este aporte, para el presente trabajo se adopta una concentración de este metal igual a 0,01 mg/l (límite de detección del método de análisis). Se considera una descarga media anual para el río de 1,9 m<sup>3</sup>/s y para el arroyo, de 0,8 m<sup>3</sup>/s.

Descarga	Concentraciones de Zn					Caudales			
	Número de Observaciones	Detectables	< LD	% ND	Media (mg/l)	Número de Observaciones	Mínimo (m <sup>3</sup> /h)	Máximo (m <sup>3</sup> /h)	Promedio (m <sup>3</sup> /h)
Air liquide	91	91	0	0	1,029	43	0,1	22	2,799
Cargill	21	9	12	57,14	0,0943	83	5,3	99	34,23
EPE	41	27	14	34,15	0,0783	24	1,6	35	10,77
HDPE	49	21	28	57,14	0,0557	20	0,1	389	43,01
LDPE	43	23	20	46,51	0,047	8	0,15	144	25,94
LHC-1	76	39	37	48,68	0,0578	58	6,7	644	75,53
LHC-2	75	29	46	61,33	0,0492	47	3,3	369,5	3,81
MEGA	89	39	50	56,18	0,0549	38	0,1	52	17,81
Petrobras	96	38	58	60,42	0,0588	86	1,5	150	31,78
Profertil	89	72	17	19,1	0,24	91	35	934	320,3
Solvay	106	53	53	50	0,0642	20	45	380	179,7
Termo M6	28	15	13	46,43	0,0564	26	12000	80000	56708
Termo Oleo	18	12	6	33,33	0,0717	8	10	200	41,88
TGS	77	26	51	66,23	0,0475	66	0,025	28	5,877

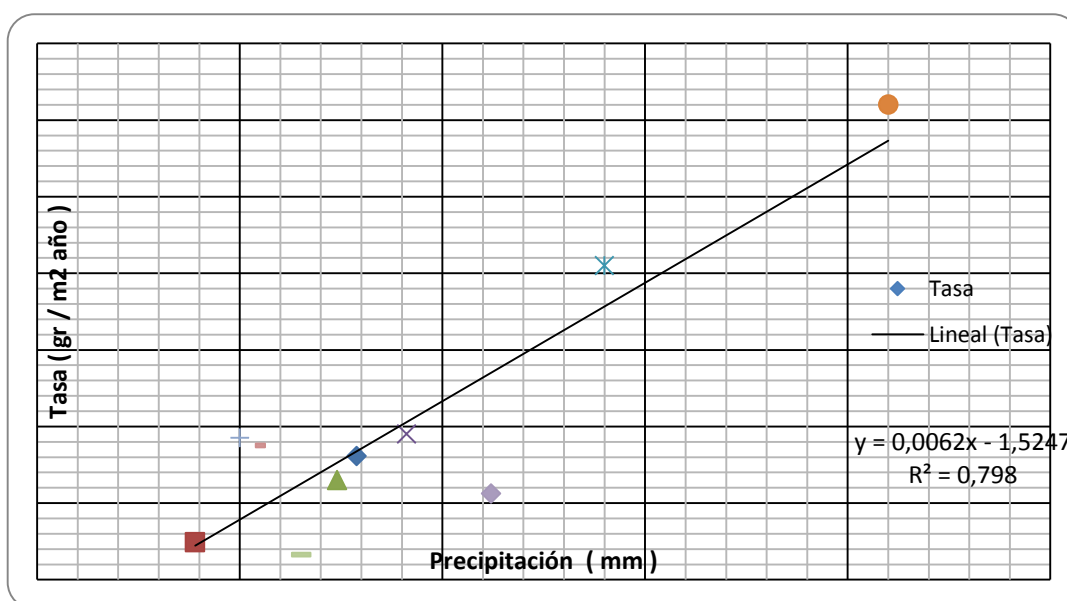
REFERENCIA: < LD = menor al límite de detección; ND = no detectable.

**Tabla N° 4.** Concentraciones medias de Zn disuelto (Programa ProUCL) y caudales en las descargas industriales.

## 5.6 Escorrentía superficial urbana.

### 5.6.1 Zinc de los techos.

No se han encontrado en la bibliografía, estudios que hayan estimado en el área de Bahía Blanca, concentraciones de Zn producto de la escorrentía de los techos. A fin de valorar el aporte de este metal al estuario por efectos de las precipitaciones, es necesario determinar un valor de escorrentía, para lo que se realiza una regresión lineal con distintas tasas obtenidas para otros lugares, que hacen referencia a volúmenes de precipitación anual. En la Figura N°4 se presentan los datos utilizados y la ecuación que correlaciona la precipitación con la tasa. Considerando para la ciudad de Bahía Blanca una precipitación media anual de 640 mm, y aplicando la ecuación generada, se obtiene una tasa de 2,443 gr/m<sup>2</sup> año.



**Figura 4.** Regresión para determinación de tasa de Zn en escorrentía de techos

Dado que esta tasa se expresa en función de área, es necesario estimar la superficie existente de techos de chapa en la ciudad. Para este cálculo se utilizan datos del último Censo poblacional 2010, que para Bahía Blanca arroja el número de 126.639 viviendas. Este valor se ajusta con el porcentaje de casas con techo de chapa de metal, dato disponible en el mencionado Censo sólo para la Provincia de Buenos Aires (casas con techo de chapa/total de casas = 0,36) [17], y considerando además, una superficie promedio de 60 m<sup>2</sup> (casa tipo, con 2 dormitorios).

Por efecto de las lluvias, se estima llegarían al estuario a través de los desagües pluviales producto de los techos unos 6.677 kg / año.

### 5.6.2 Zinc proveniente de las calles.

Para estimar la cantidad de Zn aportada por el desgaste de los neumáticos de vehículos que

circulan por la ciudad, se adoptan los datos del movimiento vehicular detallado en el Inventario de Emisiones Gaseosas de fuentes móviles de Bahía Blanca [18], considerando según bibliografía, un desgaste de 0,05 g neumático / km [8].

En la Tabla N° 5 se muestra el cálculo de la cantidad de material aportado por desgaste según el tipo de vehículo. De la misma se desprende que se generan 359.543 kg/año de polvo, de los cuales 28.763 kg/año son partículas < 10 µm que van a la atmósfera. Lo que queda en la superficie como polvo contiene 3.308 kg/año de Zn. De esta cantidad, parte tiene como destino el relleno sanitario de la ciudad por el barrido de calles; parte es retenida por la vegetación de los bordes de las rutas; y el resto, llega al estuario por escorrentía, principalmente a través del desagüe de las calles pavimentadas.

Es importante destacar que el tránsito de la ciudad es otro de los aportes indirectos de Zn que recibe el estuario, aunque es más difícil estimar cuánta es la cantidad de este metal incorporada por esta vía.

Tipo de Vehículo	Kilometraje anual / vehículo [13]	Número de vehículos [5]	Neumáticos por vehículo [5]	Aporte kg/año (*)	
Motos	7.344	47.700	2	35.031	
Autos particulares	11.000	123.525	4	271.755	
Taxis y remises	120.000	483	4	11.592	
Transporte de carga menores y escolares	25.000	5.784	4	28.920	
Transporte público de pasajeros	68.150	171	6	3.496	
Transporte privado de pasajeros	68.150	160	6	3.271	
Camiones de carga	20	296.424	18	5.336	
Colectivos larga distancia	20	23.725	6	142	
REFERENCIAS				Total	359.543
(*) Estimaciones basadas en un desgaste de 0,05 g neumático/km				8% PM <sub>10</sub>	28.763
				15% del PM <sub>10</sub> es PM <sub>2,5</sub>	4.315
				1% Zinc	3.308

Tabla 5. Aporte de Zinc generado por el desgaste de neumáticos.

### 5.7 Deposición atmosférica

Con los resultados preliminares obtenidos por el CTE, dentro del plan de muestreo de partículas atmosféricas sedimentables, durante los años 2013 y 2014, se analizó la presencia de Zn en las mismas. La localización de los muestreadores es la siguiente: 3 en el área costera (Club Náutico Bahía Blanca, Tegral-Posta de Inflamables y Planta Depuradora Tercera Cuenca), uno en el centro urbano y el restante en un área sub-urbana (Complejo CRIBABB-CONICET, al norte de la ciudad). El monitoreo ejecutado durante un año, consiste en

muestras trimestrales, determinándose una tasa de deposición anualizada. Los resultados se muestran en la Tabla N° 6.

Para las estimaciones, se utiliza como valor de tasa la mediana de las mediciones realizadas, extrapolándose el valor trimestral a un año, dado que los resultados tienen un desvío estándar grande, y no sería representativo utilizar el promedio.

Asumiendo que la superficie de la planicie de marea del área de estudio es de aproximadamente 500 km<sup>2</sup>, y considerando una tasa de deposición de Zn de 42,71 mg/m<sup>2</sup> año, resulta un aporte de 21,35 toneladas de este metal al año.

Para este ítem, no se tuvo acceso a análisis de Zn en cenizas volcánicas que podrían haber sido transportadas por el viento hasta el sector estudiado (ej. Volcán Chaitén, 2008).

Ubicación	I	II	III	IV	Anual
	mg/m <sup>2</sup> - 3 meses				mg/m <sup>2</sup> -año
Club Náutico	13,979	19,124	13,392	2,526	49,023
Tegral (Posta Inflamables)	15,620	59,706	37,462	17,339	130,128
Planta Tercera Cuenca	11,822	7,894	8,308	8,845	36,871
Centro urbano	9,090	37,245	9,531	6,675	62,544
CRIBABB	6,205	39,823	7,720	5,291	59,041
Promedio anualizado					67,521
Desvío estándar					36,393

Tabla 6. Determinaciones de la deposición atmosférica en el área de estudio

### 5.8 Otra fuente difusa

Hasta 1992, los residuos domiciliarios de Bahía Blanca se disponían en un basural a cielo abierto conocido vulgarmente como “la quema”, ubicado en proximidades del Balneario Maldonado, sobre la planicie de inundación del estuario. Este basural, pese a estar oficialmente inactivo desde entonces, no ha sido saneado y sus lixiviados se convierten en una descarga difusa sobre el sector, recibiendo además, vertidos en forma clandestina.

El CTE realizó en el año 2012 un muestreo a modo de screening en la zona costera inundable del ex basural. Las determinaciones se realizaron en barro y los lixiviados de éstos. Los valores hallados para Zn en barro fueron de 45,1 mg/kg; 20,7 mg/kg y 20,2 mg/kg, resultando del mismo orden de magnitud que los determinados en los sedimentos del estuario, mientras que en lixiviados fueron de 0,11 mg/l y 0,22 mg/l [2].

La contaminación difusa en el área de estudio está asociada al régimen de lluvias y a los movimientos de las mareas. Resulta difícil estimar el aporte de este tipo de impacto, debido a la falta de monitoreos periódicos para su caracterización.

### **5.9 Recuento de aportes de Zinc al estuario.**

Los aportes directos de Zn al estuario, estimados de las diferentes descargas continuas en función de las consideraciones detalladas, se resumen en la Tabla N° 7, de la que se desprende que la masa total de este metal que se incorporaría al cuerpo receptor sería de 31.532 kg/año. En la mencionada tabla no se considera la descarga de la planta LLDPE ya que su vuelco es discontinuo, se dispone de escaso número de análisis de sus efluentes y por ello, éstos no impactarían significativamente en el resultado final.

Asimismo, no se contabilizan los aportes de las dos descargas que corresponden a la Planta Depuradora de Ingeniero White, dado que su influencia está considerada dentro de la descarga de la Planta Depuradora de la Cuenca Principal de Bahía Blanca, que desde el año 2010 recibe sus efluentes.

En cuanto a la contribución del Canal Artificial Maldonado, si bien su caudal no es significativo la mayor parte del año, puede aseverarse que presenta un caudal mínimo. Dado que no se pudo obtener datos de este caudal ni de concentraciones de Zn en esta condición, para este trabajo se considera que el mayor aporte se corresponde con los eventos de precipitaciones, evaluado en este caso sólo con la escorrentía de techos. Debe aclararse en el análisis del Zn incorporado por escorrentía superficial urbana, es necesario sumar el metal que se agregaría proveniente de las calles. En este aspecto, si bien se estima el Zn proveniente del desgaste de neumáticos, no puede calcularse qué proporción del polvo producido realmente llega al estuario, así como tampoco se logra cuantificar el volumen incorporado por el tránsito urbano.

Con respecto al arroyo Saladillo de García sólo se tiene en cuenta el aporte que corresponde a la descarga de la planta de TGS.

Descargas		Caudales	Concentraciones de Zn	Cargas másicas aportadas de Zn	
		m <sup>3</sup> /h	mg/l	kg / año	
<b>Efluentes Cloacales</b>	Planta Depuradora Bahía Blanca		1.750,00	0,0952	1.459
	Planta Depuradora Tercera Cuenca		400,00	0,0564	198
	Planta Depuradora Ing. White	Aporte urbano	---	---	---
		Air Liquide	---	---	---
<b>Efluentes Industriales</b>	Profertil		320,30	0,2400	673
	Cargill		34,23	0,0943	28
	Central Termoelectrica Cte. Luis Piedra Buena		41,88	0,0717	26
	Petrobras		31,78	0,0588	16
	Mega		17,81	0,0549	9
	LLDPE		---	---	---
	Canal Colector Polo Petroquímico	Solvay-Indupa	179,70	0,0642	101
		HDPE	43,01	0,0557	21
		LHC-I	75,53	0,0578	38
		LHC-II	33,81	0,0492	15
LDPE		25,94	0,0470	11	
EPE		10,77	0,0783	7	
<b>Cursos Superficiales</b>	Río Sauce Chico		6.840,00	0,0100	599
	Arroyo Napostá Grande		2.880,00	0,0100	252
	Canal Maldonado (Aliviador del Arroyo Napostá)		---	---	---
	Arroyo Saladillo de García	Escorrentía natural	---	---	---
		TGS	5,88	0,0475	2
<b>Subterráneas</b>			83,33	0,0663	48
<b>APORTES DESCARGAS LIQUIDAS</b>			<b>12.774</b>		<b>3.505</b>
<b>APORTES POR ESCORRENTIA DE TECHOS</b>					<b>6.677</b>
<b>APORTES DEPOSICION ATMOSFERICA</b>					<b>21.350</b>
<b>TOTAL DE ZINC ESTIMADO DE INGRESO AL ESTUARIO</b>					<b>31.532</b>

Tabla 7. Resumen de los aportes directos de Zinc al estuario

## 6. CONSIDERACIONES FINALES

Del recuento de aportes de Zn al estuario se desprende que del total estimado 31.532 kg/año, el 11,12 % se origina en las descargas líquidas continuas (cloacas, industrias y afluentes naturales); el 21,18 % en escorrentía de techos y finalmente el 67,71 % en deposición atmosférica. Sin embargo, es importante destacar que éstos dos últimos aportes surgen de datos preliminares, cuyos estudios deben continuarse para verificar que estos valores resulten fehacientes. No obstante, estas estimaciones constituyen un disparador para futuras investigaciones, que deberían centrarse en estudios de la deposición atmosférica, a fin de evaluar un índice de enriquecimiento o similar, como así también, utilizar modelos de receptores a efectos de poder determinar la fuente de estos aportes.



Los resultados del análisis de la varianza en los monitoreos del estuario demuestran que para el metal en estudio, ninguna de las 9 zonas evaluadas tiene un impacto antropogénico diferenciado, pese a que otro trabajo de investigación sobre la zona costera indica que hay sitios más claramente afectados, por ejemplo los sectores donde descargan los efluentes industriales y urbanos. Se considera que ambas afirmaciones son válidas, dado que se realizaron evaluando los resultados de dos fracciones diferentes de sedimentos y con puntos de muestreo en diferentes lugares del estuario (eje del Canal Principal en primer caso, y borde costero, en el segundo).

No fue posible considerar la contribución por el desgaste de los neumáticos de los vehículos, porque se carece de estudios específicos en el área. Esta forma de aporte tiene como destinos: el relleno sanitario de la ciudad por el barrido de calles, el aporte al estuario en días de lluvia y la parte que, por efecto del viento, se incorpora al aire (incluida en la deposición atmosférica). Contar con información científica y sistematizada es esencial para la toma de decisiones, por lo tanto la implementación de programas multidisciplinarios de investigación sobre la temática tratada son de gran importancia.

Los impactos ambientales tienen diversas causas, con diferentes consecuencias, pero un origen común en el hombre. Por lo tanto, se debe tomar conciencia que es necesario cambiar ciertos hábitos para cuidar nuestro planeta.

## REFERENCIAS

- [1] Roccamo A.; Cervellini P.; Piccolo C. y Barrantes F.. *Optimización de una técnica para la detección de patologías virales en Pleoticus Muelleri (Bate, 1988) en el estuario de Bahía Blanca, Argentina*. Geodata v.35 n.1. (2010).
- [2] Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca. *Programa Integral de Monitoreo (PIM)*. Ver PIM - Años 2002 a 2012, en: [http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes\\_medamb.php](http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php)
- [3] Environmental Protection Agency (EPA). *Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observation*. ProUCL Versión 5.0.00 Technical Guide, EPA/600/R-07/041 (2013).
- [4] International Zinc Association (IZA). *Zinc in the environment – An introduction*. 2° Edición. (1997).
- [5] World Health Organization (WHO). *Environmental Health Criteria 221 – Zinc*. Génova, Italia. (2001)
- [6] Environmental Protection Agency (EPA). *Protecting water quality from urban runoff*. EPA 842-F-03-003. (2003).
- [7] Auckland Regional Council. *Development of the Contaminant Load Model*. Auckland Regional Council Technical Report 2010/004. New Zealand. (2010)
- [8] Council T.; Duckenfield K.; Landa E. y Callender E. *Tire-Wear Particles as a Source of zinc to the environment*. Environmental. Science &. Technology vol. 38, N° 15, 4206-4214. (2004)
- [9] Environmental Protection Agency (EPA). *Brake and Tire Wear Emissions from On-road Vehicles in MOVES2014*. EPA-420-R-14-013-December 2014. (2014).

- [10] Allende D.; Romero G.; Cremades P.; Mulena G. y Puliafito, E. *Caracterización horaria y diaria de la concentración del número total de partículas en ambientes urbanos y suburbanos en Mendoza*. Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina, Tomo II. UTN. (2013).
- [11] Cifuentes, O.; Escudero, D.; Medus, S. y Devoto, B. *Procedencia del Cadmio detectado en el estuario bahiense*. 18° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, AIDIS Argentina Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. edUTecne. (2012)
- [12] Grecco L.; Gómez E.; Botté S.; Marcos A.; Marcovecchio J. y Cuadrado, D. *Natural and anthropogenic heavy metals in estuarine cohesive sediments: geochemistry and bioavailability*. Ocean Dynamics DOI 10.1007/s10236-010-0354-7. (2010).
- [13] Deacon J. y Driver N. *Distribution of trace elements in streambed sediment associated with mining activities in the upper Colorado river basin*. Arch Environ Contam Toxicol. Jul;37 (1):7-18. (1999)
- [14] Monserrat, V. y Uribe Echeverría, M. *Proyecto: Evaluación de reuso de los efluentes cloacales de la cuenca hídrica de Bahía Blanca, con destino agrícola y/o industrial*. UTN-FRBB, AIQBB. (2013)
- [15] Universidad Nacional del Sur (UNS) - Departamento de Geología. *Hidrodinámica del área costera de Ing. White*. (2003).
- [16] Heffner M. *Aportes de Agua a la Ría de Bahía Blanca*. Comité Técnico Ejecutivo (CTE), Secretaría de Política Urbano Ambiental - Municipalidad de Bahía Blanca. (2003)
- [17] Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INDEC). *Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda 2010*. Tablas por provincias - Provincia de Buenos Aires por partido.(2010). Ver en: <http://www.indec.mecon.ar>
- [18] Heim V. y Stadler C. *Inventario de Emisiones Gaseosas - Fuentes Móviles – 2013*. Informe Comité Técnico Ejecutivo (CTE) - Agencia Ambiental. Municipalidad de Bahía Blanca. (2013)

## SOSTENIBILIDAD DE LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE EN SAAVEDRA

**Torres, Noelia<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Sartor, Aloma<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)

UTN - Facultad Regional Bahía Blanca

11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca

E-mail: noli@frbb.utn.edu.ar; ocifuentes@speedy.com.ar; asartor@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *El objetivo es demostrar que la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra (Argentina), está condicionada por la relación entre variables de los subsistemas: ambiental, social, institucional y económico. En el marco de este sistema socio-ecológico, se identifican aquellas que condicionan la gestión dentro de cada subsistema y sus relaciones; se describe la gestión del servicio, se construyen indicadores de desarrollo sostenible para la gestión de servicios de agua potable que facilitan la detección de fortalezas y debilidades, los que permiten medir tendencias. Se realizan entrevistas en la Cooperativa prestadora del servicio y actores sociales involucrados en la gestión; se geoposicionan los pozos de captación, se proyecta la población y la demanda de agua potable. Se consulta la normativa vigente, documentos técnicos, cartografía y censos. Se enuncian las fortalezas y debilidades que presenta la actual gestión del servicio y se brindan recomendaciones a los distintos actores sociales involucrados. Surge como condicionamiento más fuerte la relación del subsistema institucional con el resto de los subsistemas, porque de este depende el cumplimiento de la normativa existente, así como la implementación y efectividad de los controles periódicos de aquellas actividades productivas que pueden afectar la calidad del recurso hídrico subterráneo.*

**Palabras clave:** sostenibilidad, gestión, servicio agua potable, indicadores

### 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo se desarrolla en la localidad de Saavedra, ubicada en el Partido de Saavedra, en el Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. En esta región, la escasez del recurso hídrico se ha acentuado por la variabilidad climática, influenciando el desarrollo productivo y la calidad de vida de los asentamientos humanos, volviéndolos altamente vulnerables al régimen hídrico y a la sobreexplotación de los recursos naturales.

En la región del Sudoeste Bonaerense, las lluvias pueden llegar a valores extremos de bajas precipitaciones (característica común a ambientes áridos o semiáridos) como a valores muy por encima del promedio anual (similares a regiones extremadamente húmedas). La suma de estas desviaciones por encima o por debajo del promedio anual, da lugar al movimiento cíclico, que en definitiva significa la ocurrencia de varios años húmedos, secos o medianamente secos.[1]

La sequía agravada en la zona desde el año 2005, generó el incremento de la erosión y afectó la productividad de los suelos, en algunos casos con la pérdida total de cosechas. Esta situación sostenida permitió la promulgación de la Ley N° 13.647 denominada “Ley del Sudoeste Bonaerense” en el año 2007, que propone la aplicación de un Plan de Desarrollo que incorpore una perspectiva integral al desarrollo de la región a partir de considerar sus características ambientales, limitantes y potencialidades productivas. Dicho Plan, incluye además del Partido de Saavedra, donde se localiza el área objeto de estudio, a los Partidos de: Adolfo Alsina, Puán, Tornquist, Coronel Rosales, Coronel Dorrego, Bahía Blanca, Villarino, Patagones, Guaminí, Coronel Suárez y Coronel Pringles. Saavedra fue afectado, aunque en menor magnitud, por la sequía, comparado con otros partidos ubicados hacia al sur de la Provincia de Buenos Aires, como Villarino y Patagones.

Este contexto climático cambiante, afecta directamente la provisión de los servicios de agua potable, poniendo de manifiesto la necesidad de una gestión del recurso hídrico llevada a cabo de manera integrada. Una gestión abordada desde el enfoque de la sostenibilidad y en el marco de la cuenca hidrográfica, puede compensar las deficiencias socio-productivas de los actores afectados, sin que la sequía se convierta en un hecho catastrófico y, en consecuencia, favorecer la gestión del servicio de agua potable, para que sea económicamente viable, ecológicamente sustentable y socialmente apropiada.

Para la localidad de Saavedra y demás poblaciones rurales de la zona, el recurso hídrico subterráneo es la única fuente de abastecimiento. Por lo tanto, su potencialidad de desarrollo, depende de la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable. En esto radica la importancia del tema elegido, pues "la provisión continua de agua potable es un pre-requisito esencial para sostener la vida humana y el desarrollo de actividades económicas. Sin embargo, el uso sustentable de este recurso y su importancia para el desarrollo económico y social de una ciudad no reciben tradicionalmente la atención necesaria. Aún cuando el agua es un recurso renovable, varios factores amenazan su disponibilidad en calidad y cantidad para satisfacer las demandas sociales, económicas y ecológicas de un sistema urbano (.....) Todos los sectores de la economía urbana dependen, directa e indirectamente de la provisión continua y suficiente de agua. Los costos de su provisión afectan la productividad urbana aumentando el precio de productos". [2]

Para estudiar los diferentes factores que pueden condicionar en el tiempo la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable, se utiliza el enfoque conceptual del sistema socio-ecológico; definido éste como aquel formado por un componente (subsistema) societal (o humano) en interacción con un componente ecológico (o biofísico).[3]

Se analiza la gestión del servicio de agua potable de Saavedra en el marco del sistema socio-ecológico, y para mejorar la comprensión de sus interacciones, se lo desagrega en cuatro subsistemas (ambiental, social, institucional y económico). Luego se identifican las variables consideradas como relevantes dentro de cada subsistema por su incidencia sobre la gestión del servicio de agua potable, permitiendo a través de los indicadores propuestos, detectar fortalezas y debilidades para evaluar la sostenibilidad del mismo.

Bajo estas consideraciones se planteó como hipótesis de trabajo: “La sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra, está condicionada por la relación entre las variables de los subsistemas: ambiental, social, institucional y económico”.

Para demostrar la hipótesis planteada, se estableció como objetivo general, evaluar la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra, mediante la construcción de Indicadores de Desarrollo Sostenible (IDS) que permitan mostrar la evolución de algunos aspectos esenciales de los subsistemas mencionados, que surgen de la relación entre variables con incidencia directa sobre dicha gestión. Este sistema de indicadores permite realizar un seguimiento de las condiciones de la gestión del servicio de agua potable y desarrollar propuestas de estrategias para mejorarlo en el futuro. Así también, en este trabajo se definieron como objetivos específicos:

- Describir cada subsistema e identificar las variables que condicionan la gestión del servicio de agua potable dentro de cada uno.
- Describir la gestión del servicio de agua potable de Saavedra (captación, transporte, potabilización, almacenamiento, distribución, y comercialización), para identificar las variables propias que la condicionan.
- Construir indicadores para cada subsistema relacionados con la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable y hacer un seguimiento de la misma.
- Identificar las fortalezas y debilidades de la gestión del servicio de abastecimiento de agua potable.

## **2. METODOLOGIA**

Se considera como área de estudio la localidad de Saavedra y se enfoca el análisis en la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable, considerando dicha gestión en el marco del sistema socio-ecológico. Como sistema abierto, las escalas de análisis se determinan para cada una de las variables de los subsistemas (ambiental, social, institucional y económico).

La gestión del servicio de agua potable, para el caso de estudio, comprende las etapas de captación de agua subterránea, transporte, potabilización, distribución y comercialización del agua potable. También incluye el comportamiento de los actores sociales involucrados en la gestión (entidad prestadora, usuarios, entes de Control y Regulación, Municipalidad, medios de comunicación, entre otros).

Se identifican dentro de cada subsistema las variables consideradas como condicionantes de la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra y algunas interrelaciones entre dichas variables y su ambiente externo. A partir de la descripción de variables y su interrelación, se construyen indicadores representativos que ponen en evidencia fortalezas y debilidades de la gestión del servicio.

La escala de análisis temporal, comprende doce meses de registros (de volúmenes medidos por el caudalímetro, demanda de agua potable, tarifas, otros) contados desde diciembre del 2010 hasta noviembre del 2011.

### **2.1. Fuentes de información**

Para la descripción de cada uno de los subsistemas y la identificación de las variables que condicionan la gestión del servicio de agua potable de Saavedra, se utilizaron las siguientes

fuentes de información:

- **Subsistema ambiental:** Cartografía de la cuenca superior del arroyo Chasicó, estudios de perfiles geológicos, análisis físicoquímicos y bacteriológicos del agua subterránea, información climática provista por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y registros pluviométricos diarios e información sobre perforaciones de pozos. Se cruzó esta información con la existente a nivel cuenca y de la región. Esto permitió la elaboración cuadros y mapas temáticos, utilizando un Sistema de Información Georreferenciada (SIG).
- **Subsistema social:** Estadísticas poblacionales del INDEC para calcular la proyección de la población y estimar la demanda de agua potable a futuro; entrevistas a directivos de instituciones educativas y salud; información de la OMS y UNESCO, sobre temas de salud y educación relacionados con la gestión del agua potable.
- **Subsistema institucional:** Entrevistas a actores sociales involucrados en la gestión del servicio de agua potable; Balances de la Cooperativa de los ejercicios económicos 2010 y 2011. Normativa vigente de la Provincia Buenos Aires y Ordenanzas Municipales que regulan los servicios de agua potable y saneamiento, la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU), la actividad de faena y el uso de agroquímicos (estos tres últimos, para preservar las napas).
- **Subsistema económico:** Información sobre cobertura de los servicios principales servicios públicos (gas natural, electricidad, agua potable y redes colectoras) y equipamiento comunitario; de los proveedores de dichos servicios y de la Municipalidad de Saavedra, respectivamente. Consultas a agencias locales del INTA y del Ministerio de Asuntos Agrarios (MAA).

Para la descripción de la gestión del servicio de agua potable, se realizaron visitas al área de estudio y a las instalaciones de la Cooperativa. Se revisaron documentos técnicos (Estatuto Social, Memorias, artículos periodísticos, Balance Anual del ejercicio económico 2010-2011; informes de los análisis físicoquímicos y bacteriológicos del agua de los pozos, tanque de almacenamiento y red). Se geoposicionaron los pozos de captación y sitios de interés (tanque de almacenamiento, basural municipal, unidad penitenciaria, otros) para ser volcados al SIG. Se tabularon los registros mensuales del caudalímetro, para el seguimiento de la evolución de los volúmenes de agua potable e identificar la magnitud del consumo y realizar la proyección de la demanda de agua potable.

## 2.2. Instrumentos

Para obtener información básica sobre la gestión del servicio de agua potable de Saavedra, se elaboró un cuestionario para la entrevista a directivos y técnicos de la Cooperativa. Para realizar los geoposicionamientos, se utilizó un GPS GARMIN modelo eTrex Vista HCx (2007).

Para la construcción de los Indicadores de Desarrollo Sostenible (IDS) aplicados a la gestión del servicio de agua potable, se utilizó una ficha metodológica, que contiene los campos propuestos por [4] Nombre del indicador (N), Alcance (A), Relevancia (R), Formula del indicador (F), Definición de las variables (DV) y Fuente de los datos (FD). Dicha ficha, puede consultarse en [5].

### 3. SISTEMA SOCIO-ECOLOGICO: IDENTIFICACIÓN DE VARIABLES QUE CONDICIONAN LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE DENTRO DE CADA SUBSISTEMA

La localidad de Saavedra, dentro del Partido homónimo, se encuentra ubicada en el Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, sobre la Ruta Nacional N° 33. Otras poblaciones del Partido son: Pigiúé, Espartillar, Arroyo Corto, Goyena, Dufaur y Colonia San Martín (Figura N°1).

La mayor parte del partido de Saavedra se encuentra ubicado sobre la cuenca superior del arroyo Chasicó, cuya formación geológica portadora de los niveles acuíferos, es la única fuente de abastecimiento para la localidad de Saavedra y establecimientos rurales de la zona (Figura N°2). La principal actividad desarrollada en la cuenca es la agrícola, complementada con la ganadería. Los cultivos asociados al área son trigo, cebada y centeno.

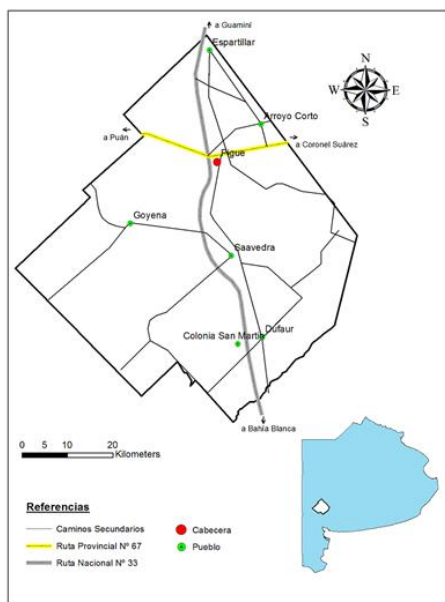


Figura 1. Ubicación Localidad de Saavedra



Figura 2. Cuenca Superior Arroyo Chasicó

Algunas de las variables de los distintos subsistemas de la gestión del servicio de agua potable de la localidad de Saavedra, que se enunciarán a continuación, se vuelcan como Indicadores (Ii) en la Tabla N° 1.

-Subsistema Ambiental: el relevamiento de este subsistema contempló el ambiente natural comprendido por la cuenca superior del arroyo Chasicó, sus características climáticas, geológicas e hidrogeológicas, edafológicas, hidrológicas y calidad del agua subterránea. Desde el punto de vista hidrogeológico la evolución y el desarrollo de los distintos tipos de suelos en la cuenca determinan la capacidad de infiltración del agua meteórica, la cual sufre una concentración de sales adicionales según los términos de balance en el suelo, otorgando al agua freática su marca química climático-edafológica[6]. Por lo tanto, la calidad del agua

subterránea de Saavedra estará determinada por la distribución espacial en la cuenca de los distintos tipos de aguas. En cuanto a la hidrología, las unidades geomorfológicas de la cuenca, constituyen un elemento condicionante de las áreas de recarga, circulación y descarga del acuífero. La variabilidad en el régimen de precipitaciones ( $I_1$ ), hace que la disponibilidad en cantidad y calidad del recurso hídrico subterráneo ofrezca limitaciones al desarrollo y calidad de vida de Saavedra. Si bien, la oferta natural del recurso ( $I_2$ ) no constituye un impedimento para el abastecimiento de agua potable para abastecimiento humano, la calidad del recurso ( $I_3$ ) estará condicionada por la probabilidad de riesgo de contaminación del acuífero, por percolación de efluentes cloacales y/o industriales, agroquímicos y lixiviación de residuos sólidos urbanos depositados en basurales a cielo abierto.

**-Subsistema Social:** se consideraron como variables significativas población, educación y salud. Para que la gestión del servicio de agua potable sea sostenible, es necesario conocer la evolución histórica de la población de Saavedra y su proyección demográfica ( $I_4$ ) que permitirán establecer las necesidades actuales y futuras de consumo ( $I_9 - I_{13}$ ) contemplando la posibilidad de ampliaciones de la red de distribución domiciliaria para incrementar el porcentaje de cobertura del servicio ( $I_5$ ). Para el cálculo de la proyección de la demanda, no se consideró la población carcelaria de la Unidad Penitenciaria N°19, porque ésta se abastece de agua de perforaciones propias.

La educación es fundamental para desarrollar en la población conocimientos, hábitos y comportamientos que fomenten la sostenibilidad de la gestión del agua potable. En este sentido, el rol de las escuelas en Saavedra es vital participando en distintas actividades locales y regionales relacionadas al uso racional y preservación del recurso. También, la Cooperativa que gestiona el servicio, participa en forma conjunta con las instituciones escolares.

En cuanto a la salud, debe considerarse que la contaminación del acuífero debido al vuelco de efluentes cloacales, industriales (frigorífico) y agrícolas sin tratamiento, y a la disposición de residuos a cielo abierto; podría afectar la calidad del agua para consumo ( $I_{14}$ ) causando enfermedades en la población. Asimismo, la cantidad de agua que provee la entidad prestadora para ingesta e higiene, influye también en la salud pública.

**-Subsistema Institucional:** la sostenibilidad de la gestión, requiere mejorar la gobernanza del agua, definida como el sistema político, legal e institucional que afecta directa o indirectamente el uso del agua, su desarrollo y la provisión del servicio a la comunidad. Es por esto, que este subsistema incluyó el análisis de los actores sociales involucrados en la gestión del servicio de agua potable, la participación del usuario ( $I_{19}$ ), la capacitación cooperativa y la normativa que regula la preservación de los recursos hídricos y la prestación del servicio, entendiendo que el no cumplimiento de la misma y/o la falta de control de los organismos de aplicación puede traducirse en riesgos. Entre los actores sociales más importantes se encuentran: Cooperativa de Agua Potable y Otros Servicios Públicos de Saavedra Ltda., usuarios del servicio (conexiones habilitadas -  $I_6$ ), Servicio Provincial de Agua Potable y Saneamiento Rural (SPAR), Ministerio de Infraestructura, Vivienda y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires, Autoridad del Agua (ADA), Organismo de Control de Aguas Buenos Aires (OCABA), Instituto Nacional de Asociativismo y Economía Social (INAES) y Federación de Cooperativas de Agua Potable y Saneamiento de la Provincia de Buenos Aires Ltda. (FEDECAP).



-Subsistema Económico: este subsistema consideró el relevamiento de infraestructura de servicios, uso del suelo, equipamiento comunitario (escuelas, hospitales, entidades socio culturales, seguridad, etc.), principales actividades productivas y agropecuarias que sustentan la economía de Saavedra, así como la generación de RSU y efluentes cloacales, industriales y agrícolas generados por dichas actividades; pudiendo alterar la calidad del recurso hídrico subterráneo.

La localidad de Saavedra cuenta con agua potable, energía eléctrica, red de gas, limpieza urbana (recolección de residuos y barrido de calles) y red vial. No cuenta con cobertura de servicio de desagües cloacales. El servicio de agua potable, como se mencionó, es prestado por la Cooperativa, con una cobertura del 98%. Un frigorífico, es el mayor consumidor de agua potable de la localidad, con un promedio de 196 m<sup>3</sup>/mes. Siendo, la gestión del servicio de agua potable motivo de esta investigación, se le dio un tratamiento especial en la construcción de indicadores (I<sub>6</sub> a I<sub>18</sub>).

#### 4. RESULTADOS

En la Tabla N° 1, se presentan los principales indicadores para la gestión del servicio de agua potable construidos para cada uno de los subsistemas:

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
<b>SUBSISTEMA AMBIENTAL</b>		
<b>I<sub>1</sub> - Precipitación anual</b>	<b>984,50 mm/año</b> <b>FD:</b> Registros pluviométricos de la Cooperativa (período de estudio)	Comparando este indicador con las precipitación media anual, calculada para el período 1988-2011, que es de 885 mm, se observa que las precipitaciones en el período de estudio fueron mayores a la media anual general, favoreciendo la recarga del acuífero.
<b>I<sub>2</sub> - Volumen horario de agua natural extraída de pozos</b>	Rendimientos estimados: Pozo N°1: <b>15 m<sup>3</sup>/h</b> Pozo N°2: <b>30 m<sup>3</sup>/h</b> Pozo N°3: <b>30 m<sup>3</sup>/h</b> Pozo N°4: <b>30 m<sup>3</sup>/h</b> Rendimiento estimado total: <b>105 m<sup>3</sup>/h</b> <b>FD:</b> Cooperativa, en función de los rendimientos supuestos de acuerdo al catálogo de bomba.	El pozo N°1 por presentar un derrumbe se encontraba funcionando al 50% de su capacidad, es decir, se estima que se extrae de él un promedio de 15m <sup>3</sup> /h. El rendimiento total parecería cubrir tanto el <b>Volumen anual medio horario</b> (I <sub>7.2</sub> ) que es <b>21,72 m<sup>3</sup>/h</b> y el <b>Volumen medio horario del mes de máximo consumo</b> (I <sub>8</sub> ) que es <b>27,77 m<sup>3</sup>/h</b> (diciembre 2010). La confiabilidad de este indicador es baja, pues la información fue verbal y se desconoce el rendimiento de cada

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
		bomba.
<b>I<sub>3</sub> - Nivel de calidad del agua subterránea</b>		
<b>I<sub>3.1</sub> - Análisis Bacteriológicos</b>	<b>Análisis Bacteriológicos</b> -Coliformes Totales: <= 3 NMP/100ml -Escherichia Coli: Ausencia en 100 ml	Para el período de estudio (2010-2011) los resultados a los que se tuvo acceso, cumplen con el CAA.
<b>I<sub>3.1</sub> - Análisis Físicoquímicos</b>	<b>Análisis Físicoquímicos</b> -Nitratos: 20-28 mg/l (Máx. Adm. 45mg/l) -Arsénico: < 0,05 mg/l (Máx. Adm. 0,01 mg/l) Flúor: 0,4-0,9 mg/l (Máx. Adm. 1,3mg/l)	Los resultados de los análisis físicoquímicos no mostraron concentraciones de Nitratos, Arsénico y Flúor, por encima de los parámetros máximos admisibles. En el caso del Arsénico, si bien el CAA planteaba una prórroga de cinco (5) años prevista para alcanzar el valor de 0,01 mg/l a partir del 2012, hasta tanto se realicen los estudios epidemiológicos correspondientes, sería conveniente bajar el límite de detección del método de análisis, a fin de saber si la concentración de Arsénico se encuentra por debajo de dicho límite o si se debe iniciar una estrategia a futuro para su tratamiento.
<b>SUBSISTEMA SOCIAL</b>		
<b>I<sub>4</sub> -Proyección demográfica de Saavedra</b>	<b>Población actual = 2.228 hab.</b> Población 2020 = 2.371 <b>hab.</b> Población 2030 = 2.524 <b>hab.</b> Población 2040 = 2.686 <b>hab.</b> Población 2050 = 2.859 <b>hab.</b> <b>FD:</b> Elaboración propia a partir de Censos INDEC (1991, 2001 y 2010) y Método de Tasa Geométrica Decreciente.	Se puede visualizar una tendencia a la ganancia de población. Estos resultados multiplicados por la Dotación media anual aparente (I <sub>9</sub> ) permiten calcular la Proyección de la demanda (I <sub>13</sub> ). Esta población, no incluye la población carcelaria, dado a que la Unidad Penitenciaria no se abastece del agua de red, que provee la Cooperativa.
<b>I<sub>5</sub> - Cobertura del servicio de agua potable</b>	<b>Porcentaje de cobertura del servicio en hogares= 98 %</b>	El porcentaje de cobertura del servicio es alto. Considerando los datos arrojados por el Censo INDEC

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
	<b>FD:</b> Cooperativa (comunicación verbal)	2001, de 725 hogares, unos 688 disponían de agua potable de red (cañería dentro y fuera de la vivienda), cifra que representa alrededor del 95%.
<b>SUBSISTEMA ECONÓMICO</b>		
<b>I<sub>6</sub> - N° de conexiones</b>	<b>1.034 conexiones totales</b> (domiciliarias e industriales)  <b>FD:</b> Cooperativa (2011)	En 2001, las conexiones domiciliarias e industriales sumaban unas 850. Se observa un aumento en 2005 (950 conexiones), cuando se habilita el primer Barrio del Servicio Penitenciario (no incluye penitenciaria).
<b>I<sub>7</sub> - Volumen anual de agua potable suministrada al servicio (V<sub>a</sub>)</b>  <b>I<sub>7.1</sub> - Volumen anual medio diario de agua potable suministrada al servicio (V<sub>mda</sub>)</b>  <b>I<sub>7.2</sub> - Volumen anual medio horario de agua potable suministrada al servicio (V<sub>amh</sub>)</b>	$(V_a) = 190.224 \text{ m}^3/\text{año}$  $(V_{mda}) = 521,16 \text{ m}^3/\text{d}$ $V_{amd} = \frac{190.224 \text{ m}^3/\text{año}}{365 \text{ días/año}}$  $(V_{amh}) = 21,72 \text{ m}^3/\text{h}$ $V_{amh} = \frac{521,16 \text{ m}^3/\text{día}}{24 \text{ hs/día}}$  <b>FD:</b> Registros manuales de caudales mensuales aportados por la Cooperativa, tomados del caudalímetro.	Si bien, se cuenta con registros del caudalímetro, estos corresponden a un período de 12 meses. Se requeriría como mínimo 3 años de registros para confirmar estadísticamente la información.[7]
<b>I<sub>8</sub> - Volumen medio horario del mes de máximo consumo (V<sub>hmesmáx</sub>)</b>	$(V_{hmesmáx}) = 27,77 \text{ m}^3/\text{h}$ (diciembre)  $(V_{hmesmáx}) = \frac{666,45 \text{ m}^3/\text{día}}{24 \text{ hs/día}}$  <b>FD:</b> Variable obtenida a partir del caudalímetro, aportados por la Cooperativa.	Si bien este valor supera en un <b>28%</b> al <b>volumen anual medio horario (I<sub>7.2</sub>)</b> , si se lo compara con el <b>volumen horario de agua natural extraída de pozos (I<sub>2</sub>)</b> , pareciera que es posible abastecer la demanda pico de agua potable con los recursos existentes (se utiliza el término pareciera, dado que el I <sub>2</sub> , es de baja confiabilidad).

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
<p><b>I<sub>9</sub> - Dotación</b></p> <p><b>I<sub>9.1</sub> - Dotación media anual aparente (D<sub>a</sub>)</b></p> <p><b>I<sub>9.2</sub> - Dotación media anual efectiva (D<sub>e</sub>)</b></p>	<p><math>D_a = \frac{190.224 \text{ m}^3/\text{año}}{2.228 \text{ hab} * 365 \text{ días/año}} = 0,230 \text{ m}^3/\text{hab.día}</math></p> <p><math>D_e = \frac{125.470 \text{ m}^3/\text{año}}{2.228 \text{ hab} * 365 \text{ días/año}} = 0,154 \text{ m}^3/\text{hab.día}</math></p> <p>Dotación racional= 0,250 m<sup>3</sup>/hab.día</p> <p><b>FD:</b> Elaboración propia, en función del Volumen anual de agua potable suministrada al servicio (I<sub>7</sub>).</p>	<p>Si comparamos la <b>Dotación de consumo media anual efectiva (D<sub>e</sub>)</b> con el valor de referencia de <b>Dotación racional</b>, surge para Saavedra <b>un uso racional del agua.</b></p>
<p><b>I<sub>10</sub> - Tiempo de reserva del volumen de agua del tanque (T<sub>r</sub>)</b></p>	<p><math>(T_r) = \frac{220 \text{ m}^3 * 24 \text{ hs/día}}{521,16 \text{ m}^3/\text{día}} = 10 \text{ horas}</math></p> <p><b>DV:</b></p> <p><math>V_{\text{reserva}} = 220 \text{ m}^3</math></p> <p><math>V_{\text{mad}} = 521,16 \text{ m}^3/\text{d} (I_{7.2})</math></p> <p>Volumen medio diario del mes de máximo consumo= 666,45m<sup>3</sup>/d</p> <p>Valor de Referencia: 6hs.</p> <p><b>FD:</b> Planos del tanque de reserva aportados por la Cooperativa.</p>	<p>Aun considerando el <b>Volumen medio diario del mes de máximo consumo</b> que es de 666,45m<sup>3</sup>/d, la capacidad del reserva es de aprox. 8hs.</p>
<p><b>I<sub>11</sub> - Volumen de agua facturado anual (V<sub>fact</sub>)</b></p>	<p><math>(V_{\text{fact}}) = 125.470 \text{ m}^3/\text{año}</math></p> <p><b>FD:</b> Cooperativa</p>	<p>Este indicador comparado con el <b>Volumen anual de agua potable suministrada al servicio (I<sub>7</sub>)</b>, indica que de dicho volumen sólo el 52% es facturado a los usuarios, el resto es agua no contabilizada.</p>
<p><b>I<sub>12</sub> - Volumen de agua no contabilizada anual (V<sub>no cont</sub>)</b></p>	<p><math>(V_{\text{no cont}}) = 64.754 \text{ m}^3/\text{año}</math></p> <p><math>V_{\text{no cont}} = 190.224 \text{ m}^3/\text{año} - 125.470 \text{ m}^3/\text{año}</math></p> <p><b>FD:</b> Elaboración propia en base a Volumen anual de agua potable suministrada al servicio (I<sub>7</sub>) y del Vol. de agua no contabilizada anual (I<sub>12</sub>).</p>	<p>El <b>agua no contabilizada</b> es aprox. el <b>34 %</b> del volumen de agua potabilizada. Este indicador está directamente relacionado con la sostenibilidad del servicio y muestra los gastos de reactivos, energía y mano de obra que no son recuperados.</p>

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
<b>I<sub>13</sub> - Proyección de la demanda de agua potable</b>	Demanda <sup>2010</sup> = <b>512,44 m<sup>3</sup>/d</b> Demanda <sup>2020</sup> = <b>545,33 m<sup>3</sup>/d</b> Demanda <sup>2030</sup> = <b>580,52 m<sup>3</sup>/d</b> Demanda <sup>2040</sup> = <b>617,78 m<sup>3</sup>/d</b> Demanda <sup>2050</sup> = <b>657,57 m<sup>3</sup>/d</b>  <b>FD:</b> Elaboración (2012), en base a la Proyección demográfica (I <sub>4</sub> ) y la Dotación media anual aparente (I <sub>9,1</sub> )	Este indicador no contempla crecimientos en la demanda debidos a singularidades que puedan atraer nuevos pobladores a la localidad (ej. establecimiento de industrias y/o centros educativos de nivel superior, cambios en los hábitos de consumo, etc.), actualmente no previstos.
<b>I<sub>14</sub> - Nivel de calidad del agua potable</b>  <b>I<sub>14.1</sub> - Análisis Bacteriológicos</b>  <b>I<sub>14.2</sub> - Análisis Físicoquímicos</b>	<b>Análisis Bacteriológicos</b>  -Coliformes Totales: <= 3 NMP/100ml -Escherichia Coli: Ausencia en 100 ml -Cloro Residual: 1,8-1,9 ppm (o mg/l) (Máx. Adm. >0,2 ppm)  <b>Análisis Físicoquímicos</b>  -Nitratos: 19-23 mg/l (Máx. Adm. 45mg/l) -Arsénico: <0,05 mg/l (Máx. Adm. 0,01mg/l) -Flúor: 0,5-0,7 mg/l (Máx. Adm. 1,3mg/l)  <b>FD:</b> Protocolos de análisis aportados por la Cooperativa.	De acuerdo a la normativa vigente, los parámetros bacteriológicos y físicoquímicos, considerados en esta investigación y para el período estudiado, cumplen con las condiciones para ser utilizada como agua potable.  Cumple con el CAA que fija <=3 NMP/100ml.  Los resultados de los análisis físicoquímicos no mostraron concentraciones de Nitratos, Arsénico y Flúor, por encima de los parámetros máximos admisibles. En el caso del Arsénico, si bien el CAA plantea una prórroga de cinco (5) años prevista para alcanzar el valor de 0,01 mg/l a partir del 2012, hasta tanto se realicen los estudios epidemiológicos correspondientes, sería conveniente bajar el límite de detección del método de análisis, a fin de saber si la concentración de Arsénico se encuentra por debajo de dicho límite o si se debe iniciar una estrategia a futuro para su tratamiento.
<b>I<sub>15</sub>. Precio del m<sup>3</sup> de</b>	<b>Precio (2011)=3,70 \$/m<sup>3</sup> (hasta 10m<sup>3</sup>)</b>	Este indicador comparado con el

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
agua potable	<p><b>FD:</b> Tarifa establecida por el prestador del servicio corroborado con facturas mensuales de los usuarios, brindadas por la Cooperativa.</p>	<p>costo real que implica a la Cooperativa potabilizar 1m<sup>3</sup> de agua (2,44 \$/m<sup>3</sup>) indica que la tarifa actual (<b>3,70 \$/m<sup>3</sup></b>) es suficiente para cubrir los costos de potabilización, lo que se ve reflejado en la diferencia positiva del Balance anual. Esto no implica que cubra con los costos de amortización de nuevas inversiones en infraestructura.</p> <p>Este indicador multiplicado por el <b>Volumen de agua no contabilizada anual (I<sub>12</sub>)</b>, que es de <b>64.754 m<sup>3</sup>/año</b>, permite determinar el costo económico no facturado al usuario, que significa una pérdida de <b>239.590 \$/año</b>.</p> <p>Cálculo auxiliar:  <math display="block">\text{Costo anual del servicio} = 2,44 \text{ \\$/m}^3 \times V_a</math> Costo anual del servicio=464.463,20 \$/año  <math display="block">V_a = 190.224 \text{ m}^3/\text{año}</math></p>
16. Cobrabilidad del servicio	<p><b>Cobrabilidad del servicio= 70 %</b></p> <p><b>FD:</b> Cooperativa (2011)</p>	<p>Se puede considerar que el porcentaje de cobrabilidad es relativamente alto, pero que se podría mejorar la gestión de cobro indagando si existe disconformidad de los usuarios morosos e incentivar a los mismos al pago. Esto indica que el prestador, además de tener pérdidas por el agua no contabilizada (34%), tiene 30% de pérdida de agua facturada no cobrada.</p>
I <sub>17</sub> -Ganancia por la prestación del servicio	<p>Ganancia por prestación servicio= 5%</p> <p>Ganancia= <math>\frac{24.306,65 \text{ \\$/año} \times 100}{497.920,52 \text{ \\$/año}}</math></p> <p><b>DV:</b>  Diferencia= 24.306,65 \$/año  Diferencia=\$497.920,52-\$464.463,20-\$9.150,67</p>	<p>La facturación anual es mayor al costo anual del servicio. Este % podría incrementarse, si se redujera el <b>Volumen de agua no contabilizada anual (I<sub>12</sub>)</b> o se aumentara la <b>Cobrabilidad del servicio (I<sub>16</sub>)</b>.</p>

INDICADOR	ELEMENTOS CONSIDERADOS	OBSERVACIONES
	<b>FD:</b> Elaboración propia en base al Balance anual 2011 de la Cooperativa.	
<b>I<sub>18</sub> - Cantidad de usuarios con subsidio social municipal</b>	<b>Cantidad de subsidiados= 6 (seis)</b> <b>FD:</b> Cooperativa (2011).	Bajo porcentaje sobre el número total de usuarios conectados a la red de distribución domiciliaria.
<b>SUBSISTEMA INSTITUCIONAL</b>		
<b>I<sub>19</sub> - Grado de participación de los usuarios en la gestión del servicio</b>	Usuarios presentes Asamblea 2011: 12 miembros Consejo Administración 8 empleados de la Cooperativa 5 vecinos. Total de asociados-usuarios presentes: 25  <b>FD:</b> Balance anual de la Cooperativa período 2011.	La participación cooperativa es menor del 2%, teniendo en cuenta que la cantidad total de asociados-usuarios en 2011, era de 1444.

**Tabla 1.** Ficha metodológica indicadores para la gestión del servicio de agua potable. Resultados

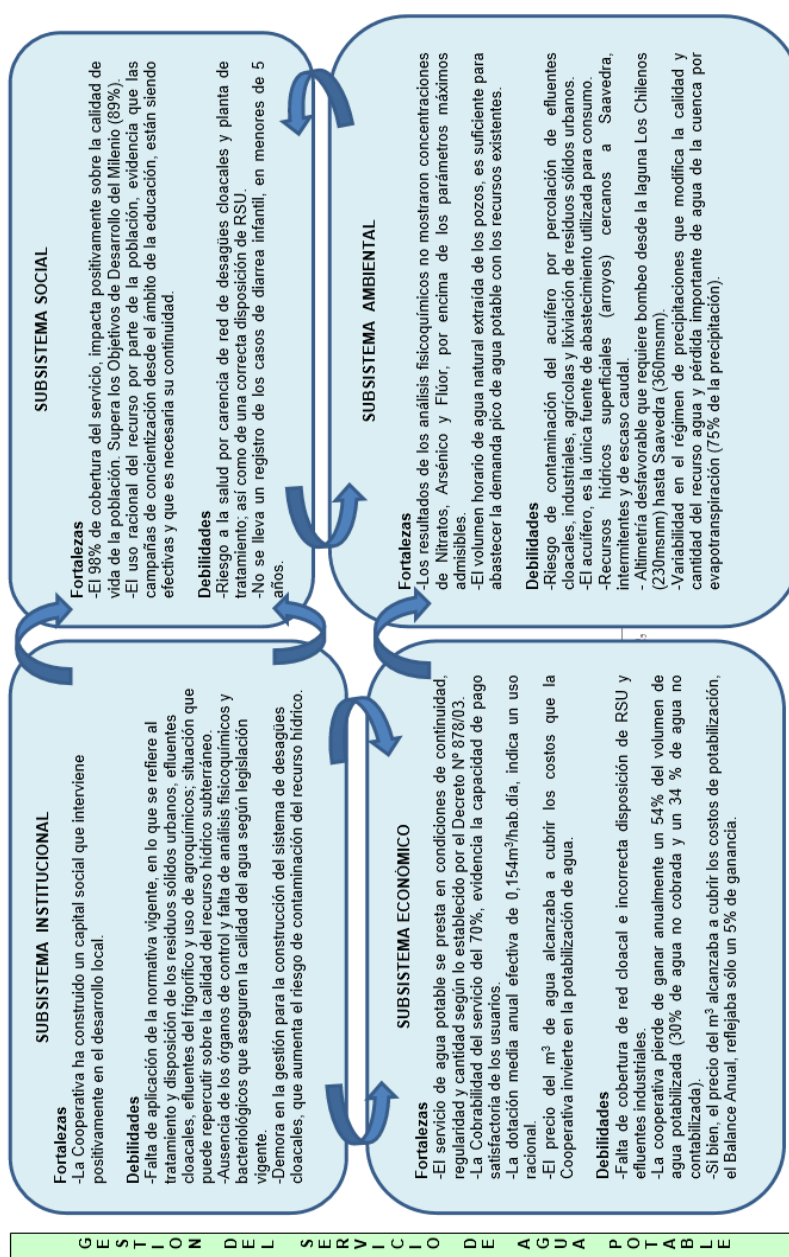
#### 4.1. Fortalezas y debilidades de la gestión del servicio de agua potable

La identificación de las variables significativas, facilitó la visualización de las debilidades de la gestión del servicio, lo que permitió sugerir medidas correctivas, a fin de minimizar su impacto. Por otra parte, la identificación de fortalezas, facilita el seguimiento de su evolución en el tiempo y a partir de ellas, la definición de medidas de actuación concretas. En la Figura N°3, se muestran las fortalezas y debilidades detectadas.

## 5. CONSIDERACIONES FINALES

Algunas actividades productivas que contribuyen al desarrollo económico de Saavedra, también ejercen presiones ambientales, como la agricultura y la faena de animales, que afectan los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Asimismo, la instalación de la unidad penitenciaria, que fue percibida por parte de la comunidad como una oportunidad social para apalear la crisis económica en la localidad, trajo aparejados impactos ambientales no previstos, como los derivados de la falta de tratamiento de los efluentes cloacales.

En la actualidad, la oferta natural del recurso hídrico subterráneo local no constituye un impedimento para el abastecimiento de agua potable para consumo humano y no existen problemas vinculados a la escasez de agua para cubrir la demanda. Sin embargo, un análisis a largo plazo se torna más incierto, por la probabilidad de riesgo de contaminación del acuífero por percolación de efluentes cloacales y/o industriales, agroquímicos y lixiviación de los residuos sólidos urbanos depositados en basurales a cielo abierto.



**Figura 3.** Fortalezas y debilidades de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra.

Por ser el agua subterránea la única fuente utilizada para el abastecimiento de agua potable, la sostenibilidad de dicha gestión está condicionada por la relación entre el costo del servicio y el consumo energético que implica el bombeo. Por lo tanto, aunque en el presente estos costos no tienen una incidencia crítica como para poner en riesgo el servicio, deberá realizarse un seguimiento a futuro para mejorar la eficiencia de la relación costo/beneficio del mismo. Las debilidades detectadas condicionan la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua



potable en el tiempo y, en consecuencia, el desarrollo sostenible de Saavedra. Por lo tanto, dicha sostenibilidad requiere mejorar la gobernanza, es decir, la participación coordinada del Estado (en todos sus niveles), el sector privado y la comunidad, en pos de armonizar los intereses de la población, con las condiciones y la dinámica propia de la cuenca hidrográfica.

El condicionamiento más fuerte se da por la relación del Subsistema Institucional con el resto de los subsistemas, porque de este depende el cumplimiento de la normativa existente, así como la implementación y efectividad de los controles periódicos de aquellas actividades productivas que pueden afectar la calidad del recurso hídrico subterráneo.

La investigación permite demostrar que la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra, está condicionada por la relación entre las variables de los subsistemas: ambiental, social, institucional y económico.

Finalmente, con el objetivo de brindar apoyo a la gestión, se enuncian algunas sugerencias para los distintos actores sociales que la involucran:

- Al proveedor del servicio:

- implementar un programa de control de pérdidas de agua en la red y/o identificación de conexiones clandestinas, para lograr disminuir la cantidad de agua no contabilizada.

- la reposición de cañería y accesorios con vida útil agotada de los pozos, la red y la infraestructura para minimizar los gastos de mantenimiento.

- incentivar la gestión para lograr la ejecución del tendido de la red cloacal y la planta depuradora así como el tratamiento adecuado de los residuos sólidos urbanos y de los efluentes del frigorífico, a fin de preservar el acuífero freático.

- implementar la sistematización digital, de la macromedición para contar con registros válidos de demanda.

- A los usuarios:

- hacer un uso racional del agua potable, evitando el derroche y minimizando las pérdidas en instalaciones y artefactos domiciliarios.

- pagar las tarifas por la prestación del servicio público sanitario.

- promover un diálogo continuo con la entidad prestadora; involucrándose y adquiriendo mayor participación en las Asambleas de asociados.

- solicitar al organismos de control, que exijan el cumplimiento de la normativa relacionada con el tratamiento de las distintas corrientes de efluentes industriales (actividad de faena), previniendo la contaminación del acuífero subterráneo y del suelo.

- A los Organismos Provinciales:

- velar por la protección de los recursos hídricos subterráneos, propiciando la recolección, tratamiento y disposición final de efluentes cloacales.

- involucrar a los organismos de planificación y gestión en el ámbito de la cuenca para la asignación de las inversiones necesarias para el tratamiento de residuos sólidos urbanos, la red colectora cloacal y la planta de tratamiento de efluentes cloacales.

- Al municipio:

- insistir ante el SPAR para agilizar la concreción de la red de desagües cloacales en Saavedra y su correspondiente planta de tratamiento, a fin preservar la calidad del aguas subterránea.

- definir un plan de gestión de los residuos sólidos urbanos para Saavedra.

-solicitar al Hospital Municipal de Saavedra, en coordinación con el Organismo Provincial de Salud, un registro de los casos de diarreas en niños y adultos, entendiendo que este es un indicador sensible que permitirá asociar dichos casos con la calidad del agua subterránea que abastece a la población.

## REFERENCIAS

- [1] Glave A., “Influencia Climática en el Sudoeste Bonaerense y Sudeste de la Pampa”. *Revista Acaecer*, Vol. 31. pp.18-23. (2006). En: <http://www.produccion-animal.com.ar>.
- [2] Allen, A., *Introducción Teórica al Desarrollo Urbano Sustentable*. Centro de Investigaciones Ambientales (CIAM). Módulo de la Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano (GADU). Universidad Nacional de Mar del Plata. Argentina, (1996).
- [3] Gallopín, G., “Sostenibilidad y Desarrollo Sostenible: un enfoque sistémico”. *Serie Medio Ambiente y Desarrollo*, Nro. 64. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Chile, (2003).
- [4] Quiroga Martínez, R., “Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe”. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Chile, (2009).
- [5] Torres, N., *Sostenibilidad de la Gestión del Servicio de Agua Potable en Saavedra*. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. UTN Facultad Regional Bahía Blanca. Edutecne, (2013). En: [http://www.edutecne.utn.edu.ar/tesis/tesis\\_noelia\\_torres\\_frbb.pdf](http://www.edutecne.utn.edu.ar/tesis/tesis_noelia_torres_frbb.pdf).
- [6] Rossi, S., *Evolución Hidrogeoquímica del Agua Subterránea en la Cuenca Superior del Arroyo Chasicó*. Provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral en Ciencias Geológicas. Universidad Nacional del Sur (UNS). Argentina, (1996).
- [7] Ente Nacional de Obras Hídricas y Saneamiento (ENOHSA). *Guía para la presentación de proyectos de Agua Potable Criterios Básicos*. Capítulo 2: Estudios preliminares para el diseño de obras. Argentina, (2003).

## CONTROL ÓPTIMO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN ESTUARIOS

Cortínez, Víctor H.<sup>1\*</sup>; Stoklas, Cecilia I.<sup>2</sup> y Dominguez, Patricia N.<sup>3</sup>

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada, Universidad Tecnológica Nacional (FRBB), 11 de abril 461, Bahía Blanca.

Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur. Av. Alem 1253, Bahía Blanca.  
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET  
e-mail: vcortine@frbb.utn.edu.ar

2: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada, Universidad Tecnológica Nacional (FRBB), 11 de abril 461, Bahía Blanca.

e-mail: stoklas@frbb.utn.edu.ar

3: Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur. Av. Alem 1253, Bahía Blanca.  
Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada, Universidad Tecnológica Nacional (FRBB), 11 de abril 461, Bahía Blanca.

e-mail: pdoming@uns.edu.ar

**Resumen.** *Las descargas no controladas de efluentes urbanos provenientes de ciudades aledañas a estuarios, sumado al creciente aumento de la población, genera niveles altos de concentración de contaminantes, sobre todo cuando la frecuencia de tales vertidos excede la capacidad de autodepuración del sistema. Por tal motivo es necesario el tratamiento de las aguas servidas antes de ser arrojadas al mar. Tal problema presenta un comportamiento inherentemente dinámico debido al efecto mareal.*

*En este trabajo se propone un modelo matemático para la determinación óptima de la dinámica de depuración, a los efectos de minimizar los costos de operación y construcción aunque manteniendo los niveles de contaminación, medidos por indicadores ambientales adecuados, en valores aceptables.*

*Se formula el problema hidrodinámico y de transporte de contaminantes a través de un modelo de elementos finitos. Tal enfoque de simulación es integrado con un método de optimización a los efectos de resolver el problema planteado.*

*Se dan ejemplos numéricos para ilustrar sobre la conveniencia de la metodología presentada.*

**Palabras clave:** Modelo de transporte, formulación adjunta, diseño óptimo, MEF.

## 1. INTRODUCCIÓN

La descarga de efluentes cloacales en cursos de agua es una problemática ambiental que prima en la actualidad. A medida que la población aumenta, sucede lo mismo con los efluentes urbanos, ocasionando un deterioro en el medio acuático al sobreexplotarlo a un ritmo mayor que su propia capacidad de autodepuración natural.

La contaminación provocada por tales efluentes en los cuerpos de agua de destino, alcanza niveles que pueden medirse utilizando diversos indicadores, entre los más importantes puede mencionarse la concentración de coliformes fecales (CF).

Por esta razón, resulta imprescindible considerar estos indicadores de calidad de agua y establecer las correspondientes concentraciones máximas (o mínimas) admisibles para garantizar un nivel de contaminación tolerable en zonas predeterminadas de resguardo ambiental tales como zonas de pesca, recreación, reservas naturales, toma de agua potable, riego, etc.

A los efectos de no superar las restricciones ambientales en las zonas aludidas, las aguas residuales deben ser purificadas previamente a su vertido mediante la instalación de plantas de tratamiento adecuadamente diseñadas. Sin embargo la construcción y operación de éstas implica un elevado costo que depende básicamente de las variables de diseño de mayor importancia (capacidad de tratamiento, ubicación de la tubería submarina de descarga, etc.), debiéndose adoptar una solución de compromiso técnico, económico y ambiental en su diseño [1-3]. Una metodología adecuada se basa en la utilización del concepto de optimización. Éste consiste en la definición de una función objetivo que debe ser minimizada o maximizada asociada a restricciones que debe verificar el diseño propuesto. Por ejemplo, la función objetivo puede ser el costo económico de la operación de la planta de depuración, el cual debe ser minimizado, y la restricción asociada puede venir dada por la imposición de que la concentración de coliformes fecales no supere valores admisibles en zonas seleccionadas dentro del cuerpo de agua.

Recientemente se ha desarrollado una herramienta computacional para el diseño óptimo de plantas de tratamiento utilizando una metodología basada en el uso conjunto del método de elementos finitos y una técnica de optimización matemática [4]. Sin embargo, tal modelo estuvo orientado al control de los efluentes urbanos en ríos, considerando su caudal así como las tasas de vertido independientes del tiempo.

Por otra parte, resulta de gran importancia considerar tal problemática cuando el cuerpo receptor es un estuario atendiendo al hecho de que grandes emplazamientos urbanos se ubican en cercanías de los mismos. En este caso, la hidrodinámica presenta un comportamiento inherentemente dinámico (y periódico) debido al efecto de las mareas.

En este trabajo se propone un modelo matemático para la determinación óptima de los factores de reducción de las tasas de vertido de efluentes urbanos en estuarios. Tales factores corresponden al grado de depuración del agua residual. Se pretende que la concentración media temporal de contaminantes en zonas protegidas dentro del estuario no supere ciertos valores admisibles. Asimismo se busca minimizar los costos económicos asociados con la depuración. Como indicador de contaminación se adopta la concentración de coliformes fecales.

Como problema de diseño alternativo se analiza aquel que persigue minimizar la concentración de contaminantes en dichas zonas protegidas. Es decir, el objetivo en este caso es la minimización del impacto ambiental.

Para formular tal modelo se hace uso del método de elementos finitos a los efectos de resolver el problema de transporte (hidrodinámico y de dispersión). Tal modelo de simulación se acopla a un método de optimización matemática con miras a lograr la determinación de las variables de diseño. Considerando el importante grado de carga computacional necesario para desarrollar esta tarea, se propone también un segundo enfoque basado en la utilización del denominado problema adjunto de transporte que resulta ser considerablemente efectivo para una clase restringida de problemas de diseño.

El enfoque propuesto es similar al desarrollado en la Ref. [1], excepto que aquí se tiene especialmente en cuenta el carácter periódico del problema.

Los modelos computacionales propuestos se implementan en el programa de Elementos Finitos FlexPDE [5] en combinación con el ambiente de programación Matlab [6].

En la sección 2 se presenta la formulación matemática del problema de transporte de contaminantes, en la sección 3 el modelo adjunto de dispersión, en la sección 4 se formula el problema de diseño óptimo desde tres puntos de vista. La sección 5 expone los ejemplos numéricos realizados que ponen en evidencia la efectividad de la metodología propuesta. Finalmente, las conclusiones se expresan en la sección 6.

## 2. MODELO TEÓRICO

Se considera un estuario al cual descargan efluentes urbanos a través de emisarios submarinos provenientes de sendas plantas de depuración.

Se pretende proteger, desde el punto de vista ambiental, ciertas zonas dentro del estuario que pueden tener especial interés desde el punto de vista recreativo, económico o ecológico (Figura 1). Consecuentemente, la concentración de coliformes fecales en dichas áreas protegidas debe estar por debajo de valores admisibles.

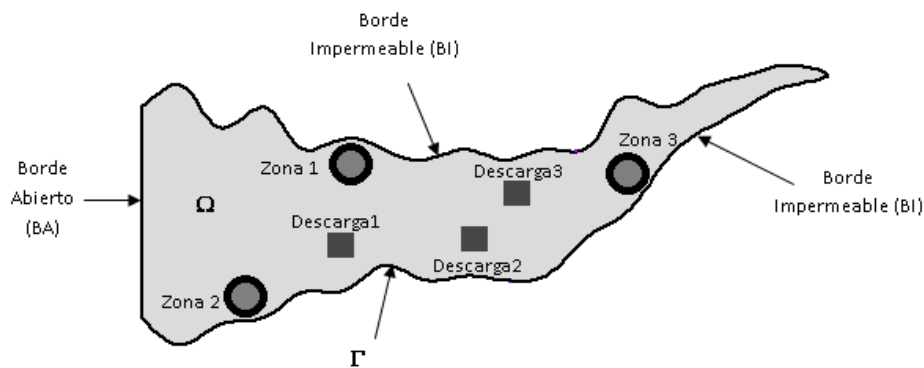


Figura 1: Estuario bajo análisis.

Para conocer los niveles de concentración se formula a continuación el problema de transporte

que permite relacionar tales magnitudes con las corrientes y con las descargas de efluentes. El problema consiste en la formulación de 2 modelos: el hidrodinámico, para obtener las velocidades de la corriente, y el de dispersión, que permite determinar las concentraciones a partir del conocimiento de las corrientes.

## 2.1. Modelo hidrodinámico

Las ecuaciones que modelan la hidrodinámica de estuarios corresponden con suficiente precisión a la teoría de aguas poco profundas. Las mismas se expresan a continuación:

$$\begin{aligned}\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - fV + g \frac{\partial \eta}{\partial x} &= \frac{-n^2 g U \sqrt{U^2 + V^2}}{H^{4/3}} \\ \frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + fU + g \frac{\partial \eta}{\partial y} &= \frac{-n^2 g V \sqrt{U^2 + V^2}}{H^{4/3}} \\ \frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(HU) + \frac{\partial}{\partial y}(HV) &= 0\end{aligned}\quad (1)$$

donde  $U$  y  $V$  corresponden a las velocidades verticalmente promediadas en las direcciones de  $x$  e  $y$  respectivamente,  $t$  el tiempo,  $f$  el factor de Coriolis,  $g$  la aceleración de la gravedad,  $n$  el término de Manning,  $\eta$  la elevación de la superficie libre sobre el nivel medio del mar y  $H$  la profundidad medida respecto al nivel medio del mar. Las dos primeras ecuaciones corresponden a las ecuaciones de movimiento y la tercera a la ecuación de continuidad. En este trabajo se utiliza una versión linealizada de aquellas, las que se obtienen a partir de despreciar los términos convectivos y de Coriolis y asumir que el factor de fricción de fondo se puede considerar aproximadamente constante, con el siguiente valor:

$$\beta = \frac{n^2 g \sqrt{U_0^2 + V_0^2}}{H_0^{4/3}} \quad (2)$$

donde  $U_0$ ,  $V_0$  y  $H_0$  corresponden a valores característicos constantes del estuario que se está analizando. Utilizando las simplificaciones mencionadas es posible reformular el sistema (1) de la siguiente manera:

$$\frac{\partial^2 \eta}{\partial t^2} + \beta \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( gH \frac{\partial \eta}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( gH \frac{\partial \eta}{\partial y} \right) \quad (3)$$

Dicha ecuación está sujeta a las siguientes condiciones de contorno:

$$\left. \frac{\partial \eta}{\partial n} \right|_{BI} = 0 \quad (4)$$

$$\eta|_{BA} = \sum_n \overline{\eta_{c_n}} \cos \omega_n t + \overline{\eta_{s_n}} \sin \omega_n t$$

La primera corresponde a la anulaci3n de la velocidad en la costa (borde impermeable *BI*) y la segunda corresponde a la elevaci3n de la marea en la boca del estuario (borde abierto *BA*). Se consideran varias componentes de marea de frecuencia  $\omega_n$  ( $n=1, 2, \dots$ ).

Teniendo en cuenta el car3cter arm3nico de la marea, el estado oscilatorio de la superficie libre puede escribirse de la siguiente manera:

$$\eta = \sum_n \eta_{c_n}(x, y) \cos \omega_n t + \eta_{s_n}(x, y) \sin \omega_n t \quad (5)$$

Reemplazando la expresi3n (5) en el sistema (3-4) se obtienen las siguientes ecuaciones para cada componente de la superficie libre en forma desacoplada:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} \left( gH \frac{\partial \eta_{c_n}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( gH \frac{\partial \eta_{c_n}}{\partial y} \right) &= -\eta_{c_n} \omega_n^2 + \eta_{s_n} \beta \omega_n \\ \frac{\partial}{\partial x} \left( gH \frac{\partial \eta_{s_n}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( gH \frac{\partial \eta_{s_n}}{\partial y} \right) &= -\eta_{s_n} \omega_n^2 - \eta_{c_n} \beta \omega_n \quad n=1, 2, \dots \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} U_n = 0 \rightarrow \left. \frac{\partial \eta_{c_n}}{\partial n} \right|_{BI} &= 0 \quad \left. \frac{\partial \eta_{s_n}}{\partial n} \right|_{BI} = 0 \\ \eta_{c_n}|_{BA} &= \overline{\eta_{c_n}} \quad \eta_{s_n}|_{BA} = \overline{\eta_{s_n}} \quad n=1, 2, \dots \end{aligned} \quad (7)$$

Para obtener la circulaci3n mareal en el estuario debe resolverse el sistema (6-7) y luego en virtud del sistema (1) pueden determinarse las velocidades hidrodin3micas a partir de la elevaci3n de la superficie libre:

$$U = \sum_n U_{c_n} \cos \omega_n t + U_{s_n} \sin \omega_n t \quad V = \sum_n V_{c_n} \cos \omega_n t + V_{s_n} \sin \omega_n t \quad (8)$$

donde:

$$U_{c_n} = \frac{-\beta g \frac{\partial \eta_{c_n}}{\partial x} + \omega_n g \frac{\partial \eta_{s_n}}{\partial x}}{\beta^2 + \omega_n^2} \quad U_{s_n} = \frac{-\beta g \frac{\partial \eta_{s_n}}{\partial x} - \omega_n g \frac{\partial \eta_{c_n}}{\partial x}}{\beta^2 + \omega_n^2} \quad (9)$$

De manera similar se definen  $V_{c_n}$  y  $V_{s_n}$  aunque en este caso las derivadas se realizan con respecto a  $y$ .

## 2.2. Modelo de dispersión de contaminantes

La evolución de la concentración de una sustancia en el estuario se puede modelar mediante el siguiente sistema:

$$\frac{\partial(CH)}{\partial t} + \frac{\partial(CHU)}{\partial x} + \frac{\partial(CHV)}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left( KH \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( KH \frac{\partial C}{\partial y} \right) + C\sigma H = m(x, y, t) \quad (10)$$

$$-KH \frac{\partial C}{\partial n} \Big|_{BI} = 0 \quad C|_{BA} = C^0 \quad C(x, y, 0) = 0 \quad (11)$$

donde  $C$  es la concentración media promediada en la vertical,  $K$  el coeficiente de dispersión que en general se obtiene empíricamente y  $C^0$  corresponde a la concentración en mar abierto. La ecuación (10) constituye la ecuación de dispersión bidimensional [4].

En este trabajo el sistema anterior se aplica a la concentración de coliformes fecales.

Debe observarse que el problema de dispersión debe ser simulado hasta obtener un estado oscilatorio estacionario acorde con la marea puesto que dicha situación es la que interesa.

## 3. MODELO ADJUNTO DE DISPERSIÓN

Una magnitud de gran interés en el problema analizado corresponde a la concentración media espacial y temporal para cada una de las zonas protegidas. Es posible determinar tales valores, de manera conveniente en el contexto de un procedimiento de optimización, utilizando el denominado modelo adjunto de dispersión. Éste se obtiene como se explica a continuación.

Se multiplica la ecuación (10) por una función arbitraria  $G$  y luego se integra con respecto al dominio del estuario y al tiempo de análisis llegando a la siguiente expresión:

$$\int_0^{T_f} \int_{\Omega} G(x, y, t) \left( \frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(UHC)}{\partial x} + \frac{\partial(VHC)}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left( KH \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( KH \frac{\partial C}{\partial y} \right) \right) d\Omega dt = 0$$

$$+ H\sigma C - m(x, y, t) \quad (12)$$

Integrando por partes dicha expresión se llega a:

$$\int_0^{T_f} \int_{\Omega} C \left( -H \frac{\partial G}{\partial t} - \left( UH \frac{\partial G}{\partial x} + VH \frac{\partial G}{\partial y} \right) - \left( \frac{\partial}{\partial x} \left( HK \frac{\partial G}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( HK \frac{\partial G}{\partial y} \right) \right) \right) + GH\sigma d\Omega dt =$$

$$\int_0^{T_f} \int_{\Omega} Gmd\Omega dt + \int_{\Omega} (HCG)|_{t=0}^{t=T_f} d\Omega - \int_0^{T_f} \int_{\Gamma} \left( GHCV_n + KH \frac{\partial G}{\partial n} C - GKH \frac{\partial C}{\partial n} \right) d\Gamma dt$$



(13)

A partir de la expresión anterior puede obtenerse la concentración media temporal espacial en la zona protegida  $i$ -ésima de la siguiente manera:

$$\bar{C}_i = \int_0^{T_f} \int_{\Omega} G_i m d\Omega dt \quad (14)$$

para lo cual se ha requerido que  $G$  (o  $G_i$  para la zona  $i$ ), conocida como función de influencia, verifique el siguiente sistema:

$$-H \frac{\partial G_i}{\partial t} - UH \frac{\partial G_i}{\partial x} - VH \frac{\partial G_i}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left( HK \frac{\partial G_i}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( HK \frac{\partial G_i}{\partial y} \right) + G_i H \sigma = P_i(x, y) \quad (15)$$

$$P_i = \begin{cases} \frac{1}{(T_f - \tau) \Omega_i} & \text{Si } (x, y) \in \Omega_i \\ & t \in (\tau, T_f) \\ 0 & \text{Si } (x, y) \notin \Omega_i \\ & t \notin (\tau, T_f) \end{cases} \quad (16)$$

$$G_i(x, y, T_f) = 0 \quad (17)$$

Debe observarse que la concentración media se ha definido de la siguiente manera:

$$\bar{C}_i = \frac{\int_{\tau}^{T_f} \int_{\Omega_i} C d\Omega_i dt}{(T - \tau) \Omega_i} \quad (18)$$

donde  $\tau$  corresponde al tiempo en el cual se ha alcanzado la oscilación estacionaria y  $\Omega_i$  es el área de la zona protegida  $i$ -ésima.

Si se supone que la descarga másica distribuida se da como la suma de las contribuciones debidas a  $ND$  zonas de descarga y que en cada una de ellas las descargas son constantes espacialmente, es posible llegar a la siguiente expresión para la concentración en las zonas protegidas:

$$\bar{C}_i = \sum_{j=1}^{ND} \int_0^{T_f} M_j(t) g_{ij}(t) dt \quad (i = 1, 2, \dots, N) \quad (19)$$

donde

$$M_j(t) = m_j(t) A_j$$

$$g_{ij} = \int_{A_j} G_i(x, y, t) dA_j / A_j \quad (20)$$

#### 4. PROBLEMAS DE DISEÑO ÓPTIMO

Se considera la situación en la cual existen 3 emisarios submarinos descargando efluentes urbanos con tasas de flujo másico  $M_j$  ( $j=1, 2, 3$ ) respectivamente. Con tales valores, las concentraciones medias temporales en un ciclo de marea superan los valores admisibles establecidos por lo que debe reducirse la carga contaminante mediante la construcción de plantas de depuración. Es posible establecer el grado de depuración de cada planta a partir de coeficientes de reducción  $\beta_j$  ( $>0$ ), de manera tal que la descarga efectiva en los emisarios sea  $\beta_j M_j$ . El problema consiste en obtener tales coeficientes que eventualmente pueden ser funciones del tiempo. Cuanto menores sean sus valores la carga contaminante será menor aunque el costo económico de la depuración será mayor. Tales objetivos contrapuestos deben formularse de manera consistente para establecer el procedimiento del diseño óptimo. Se describirán aquí tres alternativas de diseño.

##### 4.1. Caso 1: Minimización del costo de construcción considerando descargas independientes del tiempo.

Se considera la determinación óptima de factores de reducción constantes  $\beta_j$  de manera tal de minimizar el costo económico asociado a la construcción de las plantas de depuración asegurando que los niveles de concentración sean menores a los admisibles en las zonas protegidas. La función de costo económico puede suponerse aproximadamente proporcional a la diferencia entre los flujos másicos sin tratar y los tratados. Expresando en forma cuadrática tal diferencia se puede formular el siguiente problema de optimización:

$$\text{Minimizar } FO(\beta_j) = \sum_{j=1}^{ND} M_j^2 (1 - \beta_j)^2 \quad (21)$$

sujeto a las siguientes restricciones:

$$\bar{C}_i < C_{adm} \quad i = 1 \rightarrow N \quad (22)$$

##### 4.2. Caso 2: Minimización del impacto ambiental considerando factores de reducción variables temporalmente.

A partir del problema de diseño del Caso 1 se determinan las descargas másicas  $\bar{M}_j$  constantes en el tiempo de tal manera que no se superen los valores admisibles. Es de interés formularse la siguiente cuestión: ¿es posible distribuir temporalmente la descarga aprovechando la dinámica de las corrientes de marea, de forma tal de minimizar aún más la concentración en las zonas protegidas? Dicha respuesta puede obtenerse formulando el siguiente problema de optimización.

Se desea distribuir durante el período de marea la descarga  $\bar{M}_j$ , sin modificar la cantidad total de contaminante. Esto quiere decir que se efectuará una descarga efectiva por cada planta dada por:

$$M_j^e(t) = \beta_j(t)\bar{M}_j \quad (23)$$

Por lo tanto el problema consiste en obtener  $\beta_j(t)$  de manera tal de

$$\text{Minimizar } FO(\beta_j(t)) = \sum_{i=1}^N \bar{C}_i \quad (24)$$

sujeto a

$$\int_{t_0}^{t_0+\pi_p} \beta_j(t)dt = \pi_p \quad (25)$$

donde  $\pi_p$  es el período de marea. La expresión (25) asegura que la descarga de contaminante total no varíe. Debe observarse que las funciones  $\beta_j$  son periódicas siguiendo el carácter armónico de la marea.

#### 4.3. Caso 3: Minimización del costo de depuración considerando factores de reducción variables temporalmente.

Para este problema se parte del conocimiento de las descargas uniformes  $M_j$  que arriban a la planta ocasionando concentraciones más elevadas que la admisible. Se pretende obtener factores de reducción dependientes del tiempo, como en el caso anterior, de manera tal de minimizar el costo de depuración. Una manera de establecer dicho costo es a partir de la hipótesis seguida para el Caso 1 aunque considerando la integral sobre un período de marea ya que en este caso los factores de reducción son funciones del tiempo. En consecuencia el problema se formula de la siguiente manera:

$$FO = \sum_{j=1}^{ND} M_j^2 \int_{t_0}^{t_0+\pi_p} (1 - \beta_j(t))^2 dt \quad (26)$$

$$\bar{C}_i < C_{adm} \quad (27)$$

## 5. IMPLEMENTACIÓN COMPUTACIONAL Y RESULTADOS NUMÉRICOS

### 5.1. Implementación computacional

Con las ecuaciones mostradas pueden construirse dos modelos computacionales. El primero de ellos consiste en la determinación de las corrientes de marea a partir del sistema (6-8). Una

vez determinadas las mismas debe resolverse el problema de dispersión (10-11) efectuando la simulación hasta obtener el estado oscilatorio estacionario. Para esta tarea se utiliza el método de Elementos Finitos (MEF). A efectos de resolver un problema de diseño óptimo la simulación del problema de dispersión debe realizarse de forma repetida para cada alternativa de diseño verificando el cumplimiento de las restricciones del problema y comparando la función objetivo hasta encontrar la mejor opción. Para dirigir esta búsqueda minimizando el número de simulaciones necesarias debe hacerse uso de una técnica apropiada de optimización que dirija la búsqueda de las variables de diseño que minimicen la función objetivo. En este trabajo se ha empleado el método de Recocido Simulado.

Este procedimiento si bien resulta muy general en cuanto al tipo de función objetivo o restricciones que se desea analizar requiere, en general, un tiempo de computación importante. Para uno de los problemas analizados en este trabajo (Caso 1) se ha empleado dicho procedimiento. El mismo requirió un tiempo de CPU de aproximadamente 2 minutos para cada alternativa y los valores óptimos se obtuvieron mediante una búsqueda del orden de 500 iteraciones lo cual implicó un tiempo de cálculo de aproximadamente 15 horas.

El segundo modelo computacional es algo más restringido desde el punto de vista de los problemas de optimización, por ejemplo no es posible resolver con el mismo una restricción sobre el valor máximo temporal de la concentración. Sin embargo tal enfoque es perfectamente aplicable a los casos considerados. En este segundo procedimiento es necesario obtener mediante el MEF tanto el problema hidrodinámico como de dispersión una sola vez a los efectos de evaluar el estado de base. Luego deben determinarse las funciones de influencia  $G_i(x,y,t)$ , para cada una de las zonas protegidas del estuario, a partir de las ecuaciones (15-17) también usando el MEF. Finalmente, conociendo las funciones de influencia, las concentraciones medias espaciales temporales para cada zona protegida se determinan mediante las fórmulas analíticas (19). Luego, el procedimiento de diseño óptimo se realiza a partir de las últimas fórmulas determinadas, lo cual hace innecesaria la resolución de un problema diferencial para cada iteración, minimizándose notablemente los tiempos de cómputo. Debe observarse que este último modelo solamente requiere realizar una simulación de elementos finitos por cada una de las zonas protegidas, que en general son pocas (3 en los problemas analizados) por lo que el tiempo insumido resulta muy breve siendo de 8 minutos para los problemas estudiados considerando tanto la optimización como la determinación de la situación inicial.

Por otro lado el tiempo insumido para la optimización propiamente dicha a partir de la fórmula (19) es exiguo.

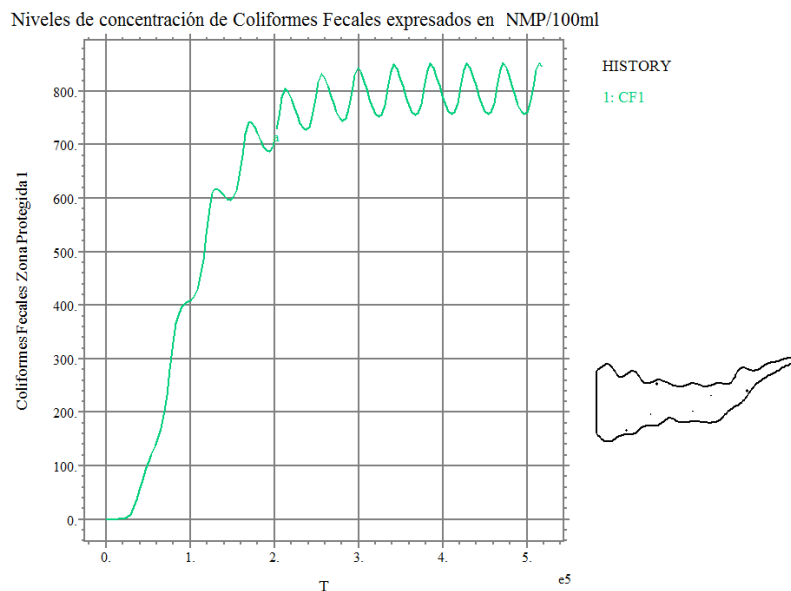
En este trabajo, el tiempo empleado con esta metodología para el problema computacionalmente más largo fue menor a 10 minutos (contemplando determinación de estado de base, determinación de función de influencia y procedimiento de optimización), habiéndose evaluado más de un millón de alternativas de diseño. Tales problemas fueron implementados en el programa Matlab desde el cual se invoca al programa FlexPDE para realizar los cálculos de elementos finitos.

### 5.1. Resultados numéricos

Se ha considerado un estuario hipotético con la geometría mostrada en la Figura 1 teniendo las siguientes dimensiones: ancho de boca 10km, longitud 35km y 21m de profundidad. Se asume que la excitación de marea en la boca corresponde a una componente semidiurna M2 (12,4 horas de período) de 1m de amplitud. Para efectuar las simulaciones se han considerado los siguientes parámetros: coeficiente de dispersión  $K=50 \text{ m}^2/\text{s}$ , coeficiente de degradación  $\sigma=2 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$  y coeficiente de Manning  $n=0,015$ . Las descargas correspondientes a cada planta son  $M_j= 8, 8 \text{ y } 6 \times 10^7 \text{ (NMP/100ml) m}^3/\text{s}$ , para las plantas 1 a 3 respectivamente.

Se ha determinado la hidrodinámica del estuario y luego la concentración de coliformes mediante la ecuación de dispersión. Dicho cálculo indica que en las tres zonas protegidas consideradas (Figura 1) se supera el valor admisible adoptado como  $C_{adm}=200 \text{ NMP/100ml}$ .

En la Figura 2 se aprecia la historia temporal de concentración para la zona 1. En el resto de las zonas el comportamiento es similar. Puede observarse que después de un transitorio se alcanza una situación de oscilación estacionaria que es la que tiene interés analizar.



**Figura 2:** Historia temporal de concentración de CF en la zona protegida 1.

Posteriormente se ha resuelto el modelo adjunto para la misma situación y se ha determinado el valor medio temporal espacial de la concentración para cada una de las zonas protegidas consideradas. Las mismas magnitudes se han obtenido con el modelo de dispersión directo.

Zonas protegidas	Problema de Transporte	Enfoque Adjunto	Diferencia Porcentual
Concentración en Zona 1 (NMP/100 ml)	809	780	3,7
Concentración en Zona 2 (NMP/100 ml)	723	712	1,5
Concentración en Zona 3 (NMP/100 ml)	319	309	3,2

**Tabla 1:** Comparación valores de concentraciones medias en zonas protegidas.

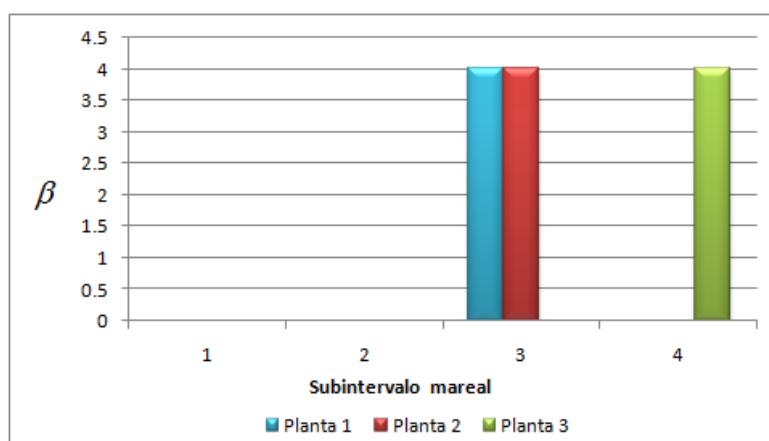
Una comparación entre los resultados brindados por ambos modelos se puede ver en la Tabla 1. Como se aprecia los resultados son consistentes ya que el error entre los mismos es del orden del 3%.

Seguidamente se ha resuelto el primer caso de optimización. Para dicha resolución se han empleado ambos modelos de optimización llegando prácticamente a los mismos resultados. Éstos se muestran en la Tabla 2 donde se puede ver también una comparación entre los resultados obtenidos para el diseño óptimo y para otras dos opciones factibles arbitrarias (que originan concentraciones menores que las admisibles en las zonas protegidas). Es claro apreciar que la función objetivo es mucho menor para el caso optimizado, lo que implica un costo económico de construcción mucho menor.

		Solución óptima	Solución admisible 1	Solución admisible 2
Factor de reducción en las tasas de vertido	$\beta_1$	0,10	0,05	0,05
	$\beta_2$	0,90	0,40	0,05
	$\beta_3$	0,55	0,20	0,05
Función objetivo Valores en $(1 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{s} * \text{NMP}/100\text{ml})^2$		0,60	1,04	1,48
Concentración en Zona 1 (NMP/100 ml)		199	84	39
Concentración en Zona 2 (NMP/100 ml)		86	37	35
Concentración en Zona 3 (NMP/100 ml)		197	69	15

**Tabla 2:** Resultados de optimización para el Caso 1.

Luego se ha resuelto el segundo problema de diseño (Caso 2). Tanto éste como el siguiente se han resuelto utilizando el modelo adjunto. Los valores de descargas máscas para cada planta se han considerado iguales a los determinados en el caso anterior. A los efectos de minimizar el impacto ambiental se redistribuyeron tales flujos máscas en el período de marea. Para ello se supuso que el flujo máscico para cada una de las plantas puede adoptar diferentes valores en cada subperíodo de tres horas. El resultado del enfoque de optimización se muestra en la Figura 3.



**Figura 3:** Distribución temporal de la descarga para el Caso 2.

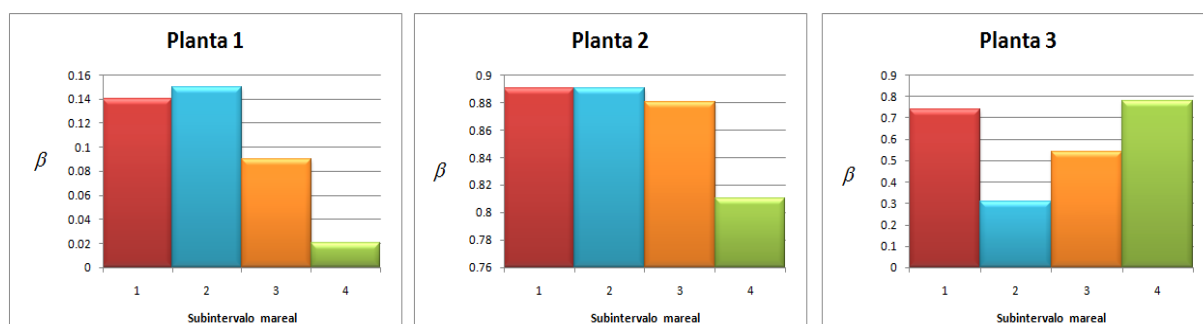
Como se puede apreciar, de acuerdo a este resultado la descarga debe realizarse solamente en uno de los intervalos de tres horas en que se ha subdividido el período mareal.

Debe notarse que para la definición de los coeficientes de reducción se ha comenzado a considerar el periodo mareal a partir de la pleamar.

Para las plantas 2 y 3 la descarga másica se produce en el tercer intervalo mientras que para la planta 1 se produce en el cuarto.

Con las descargas optimizadas así obtenidas se calculan las concentraciones medias en las zonas protegidas dadas por los siguientes valores: 47, 15 y 44 NMP/100ml para las zonas 1 a 3 respectivamente, los que son mucho menores a los valores dados en el Caso 1: 199, 86 y 197 NMP/100ml para las mismas zonas. Esto permite deducir que si el mismo volumen de aguas servidas es distribuido apropiadamente en el periodo mareal, el impacto ambiental decrece ostensiblemente.

Finalmente, los resultados obtenidos para el Caso 3 se muestran en la Figura 4 donde se ha permitido que la descarga másica de cada planta pueda adoptar 4 valores diferentes para cada subintervalo mareal. Las concentraciones obtenidas para cada zona protegida en este caso vienen dadas por los siguientes valores: 197, 81 y 199 NMP/100 ml.



**Figura 4:** Distribución temporal de la descarga para el Caso 3.

## 6. CONCLUSIONES

Se ha formulado el diseño de la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales descargando en un estuario como un problema de optimización. Dicho enfoque, implementado computacionalmente de manera adecuada, permite el cumplimiento de las exigencias ambientales y al mismo tiempo la generación de alternativas de la mayor economía, o a la inversa, para una dada posibilidad económica permite lograr el mínimo impacto ambiental.

El enfoque computacional desarrollado se basa en la combinación del método de los elementos finitos para la simulación del problema de transporte en conjunto con una adecuada técnica de optimización. Asimismo se ha demostrado que la formulación adjunta del problema de transporte resulta ser muy conveniente puesto que conduce a una fórmula analítica para la determinación de las concentraciones medias lo que hace posible evaluar una enorme cantidad de alternativas de diseño en unos pocos minutos.

Se han analizado tres problemas de diseño. El primero de ellos corresponde a la determinación de descargas constantes en el tiempo, y corresponde al caso más común de diseño. Los dos que siguen en cambio permiten la variación temporal de las descargas lo que potencialmente puede conducir a una eficiencia mucho mayor de la planta de depuración ya que se aprovecha también la dinámica de las corrientes mareales para minimizar el impacto ambiental. Por supuesto para estas últimas posibilidades deben analizarse con mayor detalle los problemas tecnológicos asociados que involucran la construcción de depósitos de suficiente capacidad y los dispositivos hidráulicos adecuados para su operación (bombas, válvulas, etc.)

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido auspiciado por la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Tecnológica Nacional de la Universidad Nacional del Sur y por CONICET.

## REFERENCIAS

- [1] Lino J. Álvarez Vázquez, Áurea Martínez, Carmen Rodríguez y Miguel E. Vázquez-Méndez. “Mathematical model for optimal control in wastewater discharges: the global performance”, *Comptes Rendus Biologies*, Vol. **328**, pp. 327-336, (2005).
- [2] Yandamuri S.R. Murty, Raju K. Srinivasan y Bhallamudi S. Murty, “Multiobjective optimal waste load allocation models for rivers using non dominated sorting genetic algorithm-II”, *Journal of Water Planning and Management*. Vol. **132**, pp.133-143, (2006).
- [3] Liren Yu y Salvador, N.N.B. “Modeling water quality in rivers”, *American Journal of Applied Sciences 2*. Vol. **4**, pp. 881-886, (2005).
- [4] Cecilia I. Stoklas y Víctor H. Cortínez, “Un enfoque de optimización para el control de vertido de efluentes urbanos en ríos”, *Mecánica Computacional*, Vol. **30**, pp. 3577–3594, (2011).
- [5] FlexPDE5.08 User Manual, Copyright ©, PDE Solutions Inc, ([www.pdesolutions.com](http://www.pdesolutions.com)), (2005).
- [6] Matlab. R2010a The Math Works, Inc. ([www.mathworks.com](http://www.mathworks.com)), (2010).



## ESTUDIO DE DIFERENTES SUSTRATOS PARA SER UTILIZADOS EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE TAMBO

M. Celeste Schierano<sup>1,2</sup>, M. Alejandra Maine<sup>2</sup>, M. Cecilia Panigatti<sup>1</sup>, Corina Aimó<sup>1</sup>, Melina Asforno<sup>1</sup>.

1:UTN. Facultad Regional Rafaela. Bv. Roca 989. Rafaela.  
Santa Fe. Argentina

TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).  
e-mail: labquimicautn@gmail.com

**Resumen.** *En la región Pampeana se inició hace unos años, un proceso de intensificación de la producción de leche, generando un aumento en la cantidad de efluentes producidos. Su manejo inadecuado, es una de las principales fuentes de contaminación de aguas subterráneas y superficiales. Los wetlands o humedales construidos son sistemas en donde se aprovecha la capacidad de retención de contaminantes de sedimentos y de plantas acuáticas para la depuración de aguas. Un tipo de wetland muy utilizado en el tratamiento de estos efluentes es el wetland subsuperficial de flujo horizontal (WSFH). El objetivo de este trabajo fue evaluar el sustrato más adecuado para ser utilizado en un WSFH plantado con la macrófita *Typha domingensis* para el tratamiento de efluentes de tambos. Se dispusieron en un invernadero 5 microcosmos simulando WSFH's, cada uno con dos plantas, y con un sustrato diferente. Los sustratos evaluados fueron: canto rodado, grava, leca, canto rodado + zeolita y grava + zeolita. Se analizaron pH, Conductividad eléctrica, Sólidos Suspendidos, Nitrógeno Total Kjeldhal, Amonio, Nitrato, Fósforo y DQO; antes y después del tratamiento en cada microcosmo. Se obtuvieron muy buenas remociones de contaminantes en todos los microcosmos, aunque aquellos cuyo sustrato fueron leca y grava+zeolita, presentaron un desempeño general superior.*

**Palabras clave:** humedal subsuperficial de flujo horizontal, *Thypha domingensis*, tambos, sustratos, Nitrógeno, Fósforo.

### 1. INTRODUCCIÓN

En la región Pampeana se inició hace unos años, un proceso de intensificación de la producción de leche, generando una problemática específica como lo es, la creciente demanda de agua y el aumento en la cantidad de efluentes generados en las instalaciones de ordeño. El manejo inadecuado de los efluentes, sumados a excretas acumuladas en los corrales, resultan una de las principales fuentes de contaminación del agua subterránea [1], como así también de aguas superficiales.

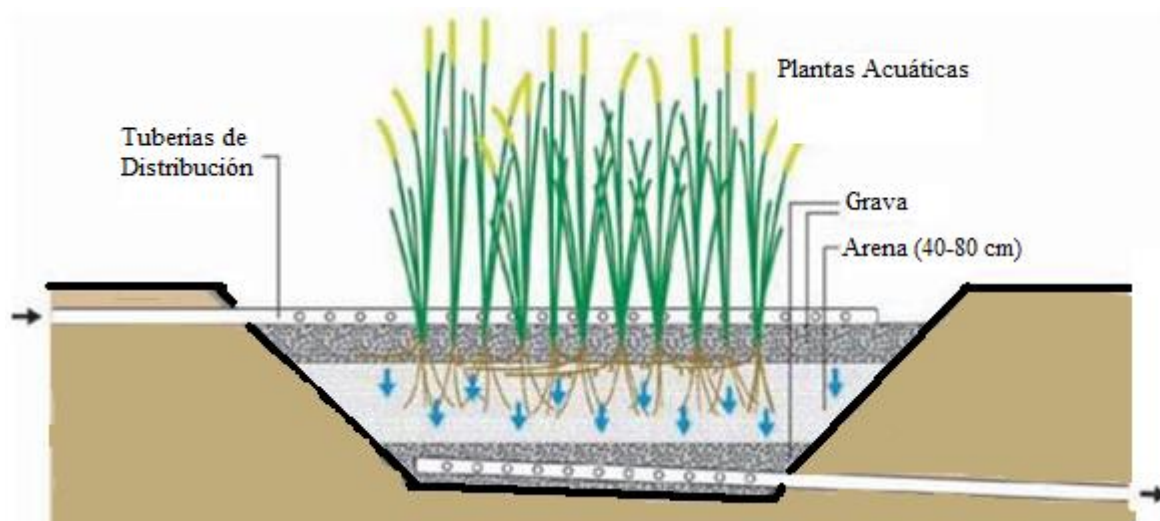
Un wetland o humedal es un ambiente constituido por sedimentos inundados donde se desarrollan plantas acuáticas flotantes y arraigadas [2]. Los humedales construidos o wetlands, son sistemas en donde se aprovecha la capacidad de retención de contaminantes de sedimentos y de plantas acuáticas flotantes y arraigadas para la depuración de aguas. Además, son una alternativa natural a los métodos de tratamiento de aguas de desecho, que se caracterizan por su simplicidad de operación, bajo costo de instalación, bajo o nulo consumo energético, baja producción de residuos, bajo impacto ambiental sonoro y buena integración al medio ambiente [3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13].

Hay diferentes tipos de wetlands construidos: de flujo superficial (presentan áreas de agua a cielo abierto y son de aspecto similar a los pantanos naturales) y de flujo subsuperficial (el agua fluye por debajo de la superficie). Estos últimos, a su vez se dividen en flujo horizontal (WSFH) y flujo vertical (WSFV), de acuerdo a como el agua lo atraviesa. Cada tipo de wetland utiliza diferentes variantes de diseño, medios, plantas, patrones de flujo, etc. El tipo de wetland más adecuado a utilizar se elige de acuerdo al tipo de efluente, al caudal, a los contaminantes a eliminar, etc. Debido a sus características constructivas, los WSFH's fueron utilizados en el tratamiento de efluentes de tambo [14,15].

Los wetlands de flujo subsuperficial poseen un sedimento o lecho, por donde escurre el efluente a tratar y donde se encuentran las raíces o rizomas de los vegetales. Un esquema de su funcionamiento puede observarse en la Figura 1.

El lecho o sedimento es de radical importancia, debido a que en él y en las raíces de las plantas, se forma una película de microorganismos (o biopelícula) que es útil para aumentar la capacidad de depuración natural del humedal. Como carecen de superficie libre, el agua no está expuesta durante el proceso de tratamiento, por lo que se minimiza el riesgo asociado con la exposición a organismos patógenos para los humanos o la vida silvestre. Si funcionan adecuadamente no brindan un hábitat propicio para los mosquitos y otros vectores. Comúnmente se utilizan para tratamiento de líquidos cloacales de comunidades pequeñas y para efluentes industriales ricos en nitrógeno [16].

En Argentina, el uso de wetlands para tratamiento de efluentes de predios lecheros o de industrias lácteas aún es muy limitado a pesar de sus ventajas, sin embargo, numerosos autores de diferentes países del mundo han probado su eficiencia en la remoción de contaminantes en este tipo de efluentes [17,18].



**Figura 1.** Esquema de un wetland horizontal de flujo subsuperficial (WSFH) [19].

La tatora (*Typha domingensis*) es una de las especies más estudiadas y utilizadas en wetlands construidos, debido a sus características depuradoras y a su fácil proliferación. *T. domingensis* es una planta emergente y perenne; que puede superar los 4 m de altura y es de amplia distribución en los humedales naturales del Litoral Santafesino.

Los canales, lagunas o sistemas acuáticos naturales fueron y en muchos casos siguen siendo los receptores de los efluentes de tambo. El tratamiento de las aguas residuales de tambos utilizando sistemas wetland sería una alternativa promisoría en una zona denominada “Cuenca Lechera” donde la contaminación generada por la gran cantidad de establecimientos de este tipo representa una problemática cada vez más acuciante. Debido a su alta eficiencia de remoción de materia orgánica y nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), podrían utilizarse wetlands sub-superficiales como etapa final de tratamiento de las aguas residuales de tambos, usando el efluente tratado en la limpieza de corrales. El reuso o recirculación de agua implicaría una reducción del aporte de contaminantes al acuífero freático o a un cuerpo de agua superficial.

## 2. OBJETIVO.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el sustrato más adecuado para ser utilizado en un WSFH plantado con *T. domingensis* para el tratamiento de efluentes de predios lecheros.

## 3. METODOLOGÍA.

Se dispusieron en un invernadero cinco microcosmos, simulando wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH). En cada uno de los reactores (0,35 x 0,30 x 0,35 m; largo x ancho x profundidad) se plantaron dos ejemplares, extraídos de un ambiente natural y previamente podados, de la macrófita *Typha domingensis* (Figura 2). Los mismos fueron llenados con diferentes sustratos, de acuerdo a lo detallado en la Tabla 1.

El experimento fue desarrollado a través de cinco experiencias, donde cada una consistió en medir la concentración de contaminantes del efluente al inicio y al final del tratamiento en los reactores con diferentes sustratos (dispuestos por duplicado), luego de un tiempo de residencia

de 7 días.

Tratamiento	SUSTRATO	DIÁMETRO (mm)	ALTURA DEL SUSTRATO
M <sub>1</sub>	Canto Rodado	10-30	30 cm
M <sub>2</sub>	Grava	6-19	30 cm
M <sub>3</sub>	Leca	5-19	30 cm
M <sub>4</sub>	Canto Rodado + Zeolita	10-30 y 0.6-5	30 cm
M <sub>5</sub>	Grava + Zeolita	6-19 y 0.6-5	30 cm

**Tabla 2.** Disposición de los microcosmos.



**Figura 2.** Reactores simulando *WSFH* plantados con dos macrófitas cada uno.

### 3.1 Monitoreo del Crecimiento.

Las plantas fueron aclimatadas durante dos meses previo al inicio de las experiencias. A lo largo de este período, fueron regadas con agua de red tres veces por semana y se monitoreó el crecimiento midiendo las alturas en los ejemplares de cada reactor.

Una vez finalizado este período de adaptación, se vaciaron los reactores y se los comenzó a regar con efluente de tambo, el cual fue muestreado en un establecimiento lechero de la ciudad de Rafaela, provincia de Santa Fe, a la salida del tratamiento biológico (laguna

anaeróbica + laguna facultativa). Luego de un tiempo de adaptación al efluente de dos meses, se comenzó con el desarrollo de las 5 experiencias. Al cabo de la tercer experiencia, todas las plantas se podaron a una altura uniforme de 30 cm, con el objeto de continuar con el monitoreo del crecimiento ya que en ese momento habían alcanzado alturas de 1,6 m y ya no era factible la medición de este indicador, por lo que el seguimiento de este parámetro fue efectuado en dos etapas diferentes, anterior y posterior a la poda respectivamente. En la Figura 3 se puede apreciar una comparación entre la altura y biomasa de las macrófitas al inicio y al final de la primera etapa (anterior a la poda).

En todas las experiencias se trabajó con tiempos de retención de una semana, y además de continuar con el monitoreo del crecimiento, se midieron y compensaron con agua destilada las pérdidas por evapotranspiración.

### 3.2 Caracterización de los efluentes iniciales y finales.

En cada experiencia se midieron, al inicio y al final del tiempo de retención, los siguientes parámetros: pH, Conductividad eléctrica, Sólidos Suspendidos, Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), Fósforo Total y Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA [20].



**Figura 3.** Comparación entre las macrófitas al inicio y al final de la primera etapa.

### 3.3 Análisis estadístico.

De acuerdo al diseño experimental se utilizó análisis de la variancia a fin de evaluar la influencia del tipo de sustrato (factor con 5 niveles: M<sub>1</sub> a M<sub>5</sub>) en una variable de interés (eficiencia de remoción) con bloques completamente aleatorizados (experiencias con 5 niveles). Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos. Se aplicó tests a posteriori de diferencia de medias cuando fue necesario. Se utilizó el software Statgraphics.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Caracterización del efluente inicial.

En la Tabla 2 se pueden observar las características del efluente inicial utilizado durante la experiencia, expresadas como rangos y promedios de los parámetros medidos.

PARÁMETROS	RANGO DE VALORES	PROMEDIO (n=5)
pH	7,87 – 8,44	8,18
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,48 – 4,33	3,88
Sólidos Suspendidos (mg/L)	140 – 245	208
Nitrógeno Total Kjeldhal (mg N/L)	54,7 – 67,7	62,8
Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	42,8 – 53,9	48,8
Nitrato (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	15,3 – 45,0	24,0
Fósforo Total (mg P/L)	10,8 – 18,7	14,6
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	194 – 412	271

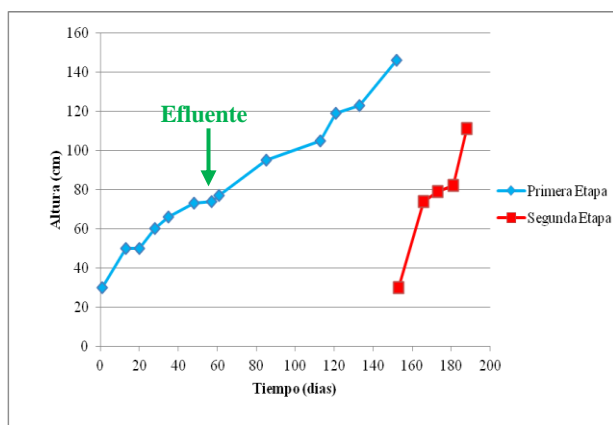
**Tabla 2.** Características del efluente inicial. n = promedio de las cinco experiencias llevadas a cabo.

### 4.2 Monitoreo del Crecimiento.

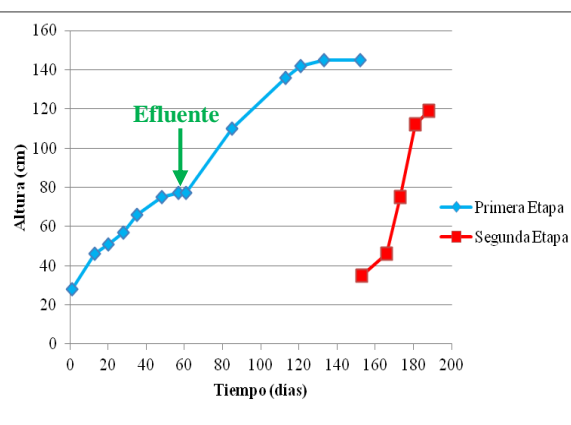
En cuanto al crecimiento de la macrófita, en las Figuras 4, 5, 6, 7 y 8 se presenta la evolución del mismo para cada uno de los sustratos utilizados. En todos los casos, se presenta la evolución para las dos etapas del experimento, una anterior a la poda y otra posterior. En los cinco sustratos se pudo comprobar que la velocidad de crecimiento aumentó considerablemente a partir del día 60, que fue cuatro días después de regar por primera vez a las macrófitas con el efluente.

Como se puede apreciar, aproximadamente a los 150 días de iniciada la experiencia, se procedió a podar las plantas hasta una altura de 30 cm y luego de agregarles efluente nuevamente, comenzaron a crecer a una velocidad en algunos casos superior a la de la primera etapa. Las macrófitas con mayores velocidades de crecimiento fueron las de los reactores con Leca, Canto Rodado + Zeolita y Grava + Zeolita.

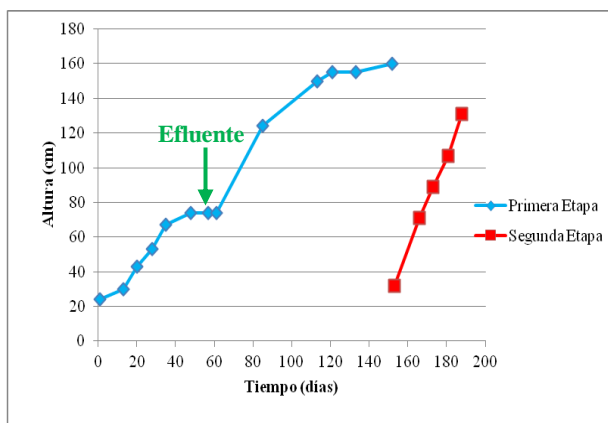




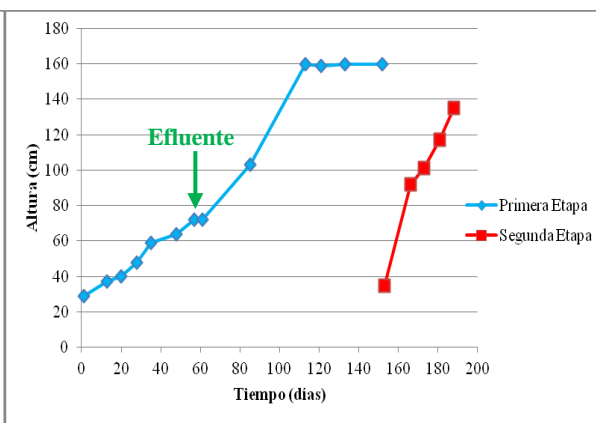
**Figura 4.** Evolución del crecimiento de las macrófitas en las dos etapas de monitoreo utilizando como sustrato Canto Rodado.



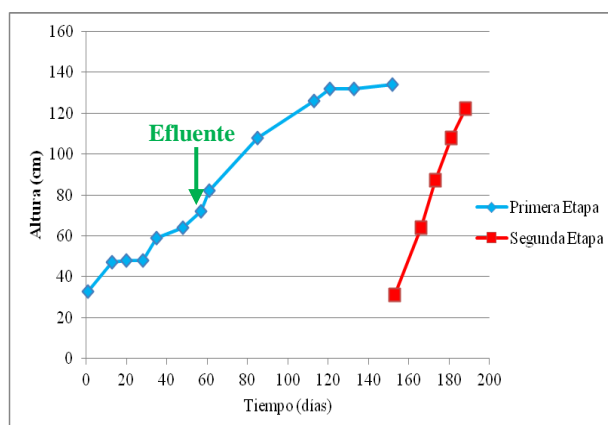
**Figura 5.** Evolución del crecimiento de las macrófitas en las dos etapas de monitoreo utilizando como sustrato Grava.



**Figura 6.** Evolución del crecimiento de las macrófitas en las dos etapas de monitoreo utilizando como sustrato Leca.



**Figura 7.** Evolución del crecimiento de las macrófitas en las dos etapas de monitoreo utilizando como sustrato Canto Rodado + Zeolita.



**Figura 8.** Evolución del crecimiento de las macrófitas en las dos etapas de monitoreo utilizando como sustrato Grava + Zeolita.

### 4.3 Eficiencias de remoción.

Los rangos y promedios de remoción de cada parámetro para los diferentes sustratos estudiados, pueden ser observados en la Tabla 3.

<b>REMOCIÓN (%) – Sólidos Suspendidos</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	42,9-69,4	55,8
M <sub>2</sub>	39,3-59,2	49,5
M <sub>3</sub>	42,9-57,1	49,4
M <sub>4</sub>	46,4-66,7	56,3
M <sub>5</sub>	42,9-87,7	58,9
<b>REMOCIÓN (%) – Nitrógeno Total</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	72,7-92,9	80,9
M <sub>2</sub>	62,5-92,9	81,0
M <sub>3</sub>	16,7-95,2	67,5
M <sub>4</sub>	37,5-100	67,8
M <sub>5</sub>	67,7-100	85,1
<b>REMOCIÓN (%) – Amonio</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	87,4-99,5	94,8
M <sub>2</sub>	83,7-99,4	92,8
M <sub>3</sub>	88,0-99,5	95,8
M <sub>4</sub>	90,2-97,4	93,8
M <sub>5</sub>	92,0-98,6	94,7
<b>REMOCIÓN (%) – Nitrato</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	20,3-91,6	59,0
M <sub>2</sub>	12,4-89,6	56,7
M <sub>3</sub>	2,6-93,2	53,5
M <sub>4</sub>	7,2-40,3	38,9
M <sub>5</sub>	8,5-67,1	36,8
<b>REMOCIÓN (%) – Fósforo</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	89,7-98,2	94,0
M <sub>2</sub>	71,1-94,2	86,8
M <sub>3</sub>	94,1-99,6	94,6
M <sub>4</sub>	71,1-97,3	89,4
M <sub>5</sub>	92,7-97,3	95,2
<b>REMOCIÓN (%) – DQO</b>		
<b>Microcosmo</b>	<b>Rango</b>	<b>Promedio</b>
M <sub>1</sub>	56,4-80,7	67,2
M <sub>2</sub>	65,4-80,7	71,0
M <sub>3</sub>	71,9-90,3	80,9
M <sub>4</sub>	68,4-85,5	79,0
M <sub>5</sub>	63,9-90,9	81,6

**Tabla 3.** Rangos y eficiencias de remoción de los diferentes parámetros para cada sustrato.

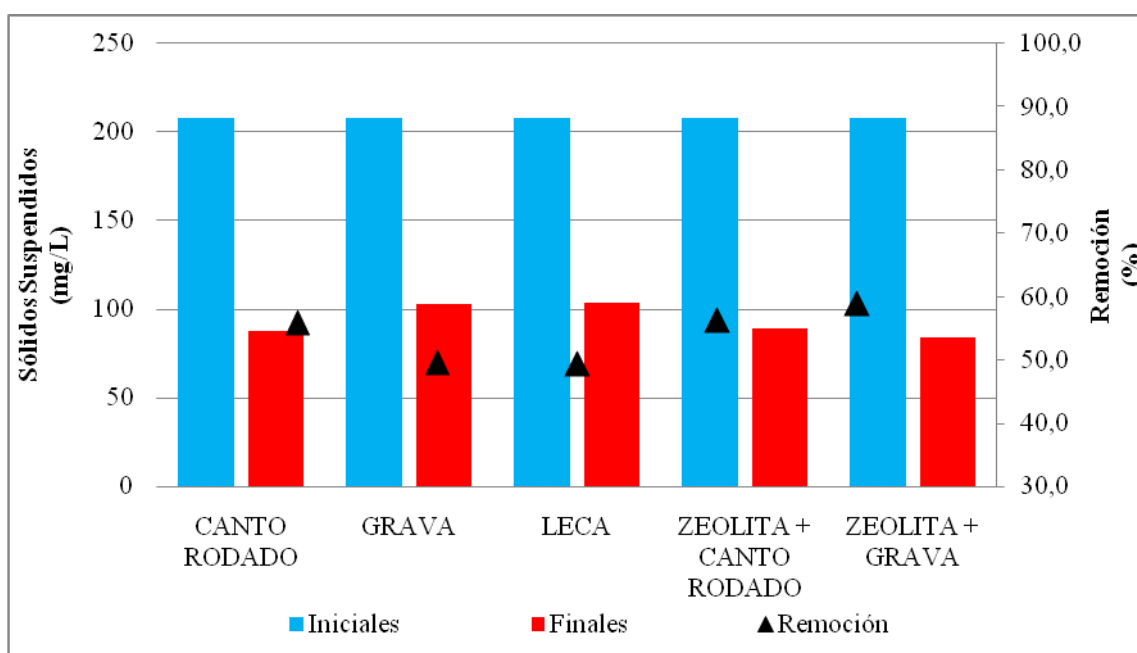


El valor de pH se mantuvo relativamente constante a lo largo de las diferentes experiencias, obteniéndose un valor mínimo de 7,71 y un valor máximo de 8,93; los cuales no distan demasiado del rango de valores de pH de los efluentes al inicio de cada experiencia.

La Conductividad eléctrica no tuvo variaciones significativas con respecto a los valores medidos al inicio de cada experiencia, manteniéndose en un rango entre 3,12 y 3,94 mS/cm. En los casos en que este valor disminuyó con respecto al valor del inicio, es atribuible a la captación de nutrientes llevada a cabo por la especie estudiada.

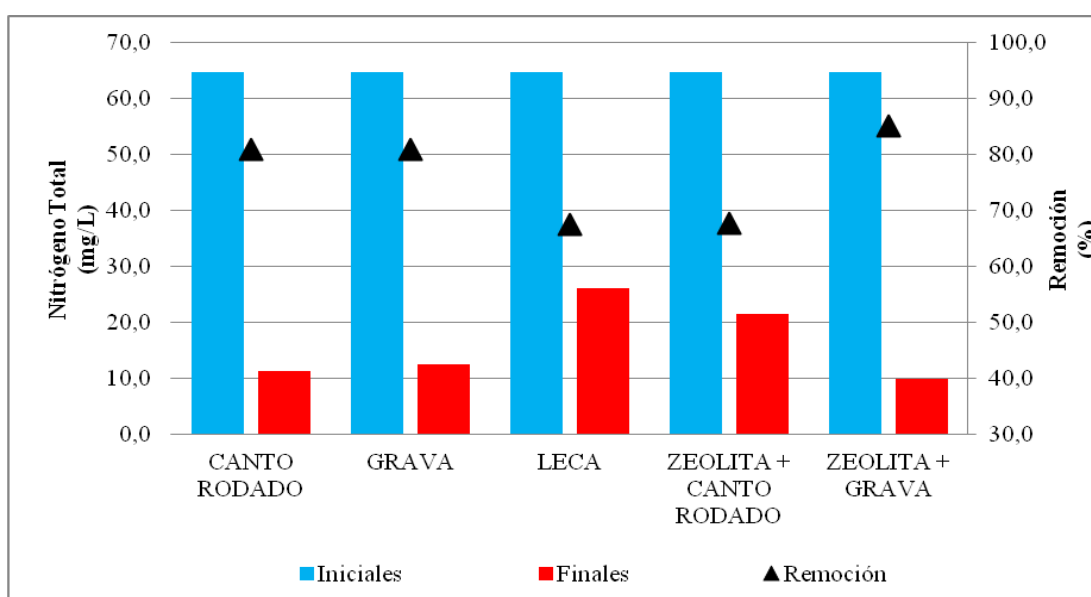
Asimismo, en las Figuras 9, 10, 11, 12, 13 y 14 pueden apreciarse las concentraciones promedio de los diferentes contaminantes al inicio y al final de las diversas experiencias junto con los valores promedio de remoción para cada microcosmo.

En lo que respecta a Sólidos Suspendidos (Figura 9), los porcentajes de remoción alcanzados fueron similares para todos los sustratos, oscilando entre 49,4% y 58,9%. Sin embargo, los microcosmos con Zeolita alcanzaron rendimientos significativamente superiores con respecto a los otros sustratos, ya que en dichos microcosmos las remociones alcanzaron valores del 59%. Esta eficiencia también se pudo comprobar visualmente, al comparar la turbidez y el color de las muestras iniciales con respecto a las muestras extraídas de los microcosmos al final de cada experiencia. El papel de las macrófitas con respecto a la remoción de Sólidos Suspendidos es atribuible al crecimiento de sus tallos, raíces y rizomas, que permite mejorar la eficiencia de eliminación mediante dos mecanismos: la reducción de la velocidad del líquido y el refuerzo de los procesos de sedimentación y filtración en la red de raíces [21,22].



**Figura 9.** Eficiencias de remoción de Sólidos Suspendidos para los diferentes sustratos.

En cuanto a la eliminación de Nitrógeno Total (Figura 10), el mejor desempeño lo tuvo el microcosmo con Zeolita + Grava, ya que alcanzó una remoción promedio de 85,1%. Los reactores con Canto Rodado y Grava también presentaron buenos resultados, pero inferiores al del microcosmo M<sub>5</sub>. En el efluente inicial, aproximadamente el 61% del Nitrógeno Total está presente en forma de Nitrógeno amoniacal por lo que, los porcentajes de remoción de Nitrógeno Total alcanzados pueden ser adjudicados al alto abatimiento de Amonio que presentaron todos los reactores (Figura 11), ya que en este contaminante las remociones fueron superiores al 92% para todos los sustratos. El reactor con leca tuvo un desempeño levemente superior, alcanzando un porcentaje de eliminación del 95,8%.



**Figura 10.** Eficiencias de remoción de Nitrógeno Total para los diferentes sustratos.

El mecanismo principal de remoción de Nitrógeno es llevado a cabo a través de procesos biológicos que convierten el Nitrógeno Amoniacal en Nitrato en un ambiente aeróbico (Nitrificación) y a continuación reducen el Nitrato a Nitrógeno gaseoso (Desnitrificación) [23]. La volatilización, la absorción por las plantas y la adsorción sobre el medio tienen un rol mucho menos importante en los wetlands construidos [12].

En lo que respecta al proceso de Nitrificación-Desnitrificación, si bien la primera etapa de Nitrificación fue completa, ya que la remoción de Amonio presentó altos porcentajes, cercanos al 100%, el proceso de Desnitrificación resultó incompleto ya que las remociones de Nitrato fueron entre el 39-59% (Figura 12).

Por otro lado, al mantenerse el pH entre 7,71 y 8,93 a lo largo de todo el experimento, pudo haber sido favorecida la volatilización del ión Amonio en la forma de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) ya que la remoción de este contaminante es dependiente del pH y la temperatura [24].

En los dos reactores con Zeolita, el principal mecanismo de remoción es la adsorción sobre el medio filtrante, ya que la principal propiedad de este material, la cual es aprovechada en los procesos de tratamiento de efluentes, es su habilidad para intercambiar iones de  $\text{NH}_4^+$  [25].

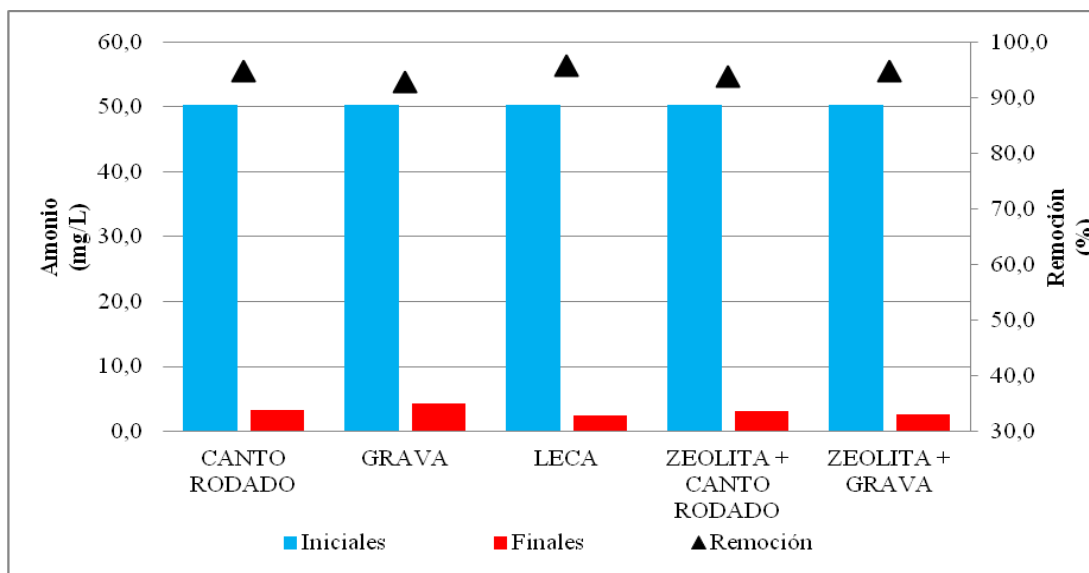


Figura 11. Eficiencias de remoción de Amonio para los diferentes sustratos.

Las remociones de Nitrato fueron superiores para los microcosmos con Grava y Canto Rodado, ya que en éstos se alcanzaron remociones medias entre el 56 y 59%, mientras que los reactores con Zeolita, no superaron el 39% de remoción. El reactor con leca obtuvo una eficiencia del 53 %, resultando también en uno de los sustratos con mejor rendimiento.

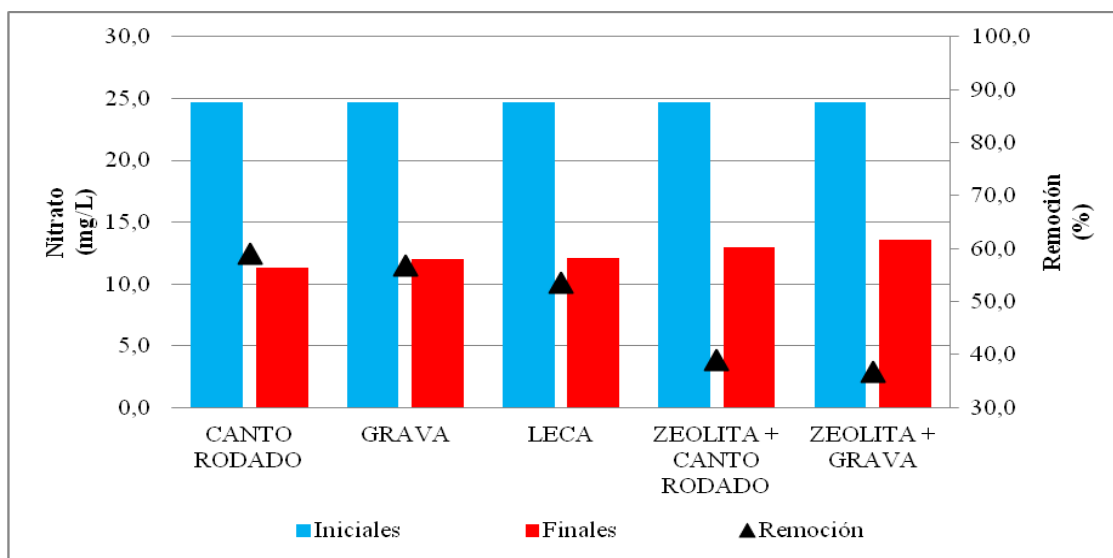
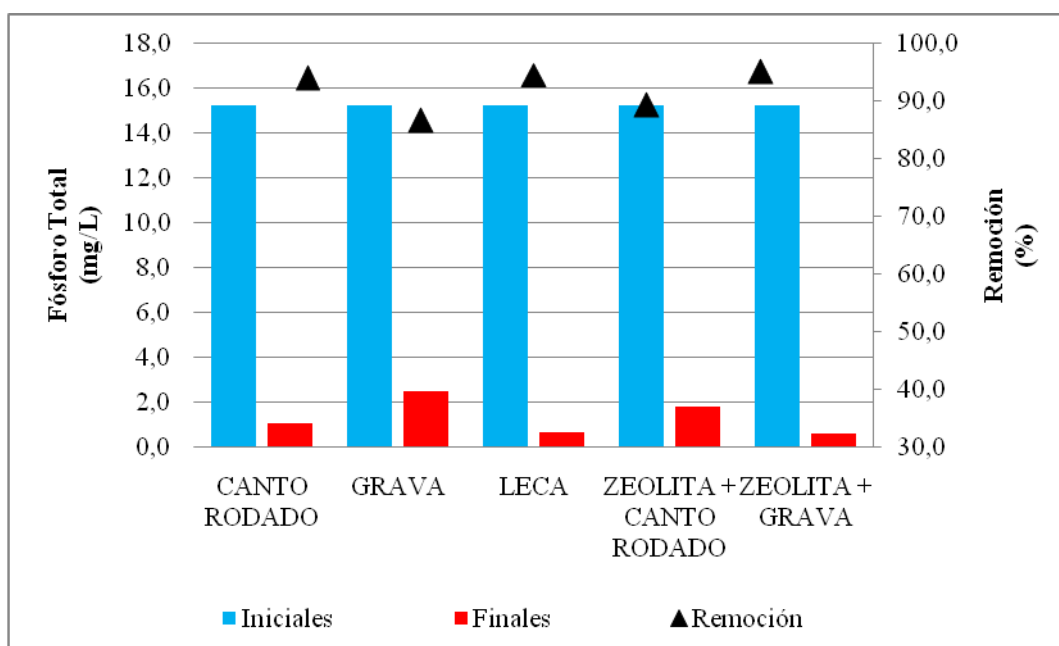


Figura 12. Eficiencias de remoción de Nitrato para los diferentes sustratos.

En cuanto a Fósforo Total, se alcanzaron promedios de remoción notables, especialmente para los reactores que utilizaron como sustrato Grava+Zeolita y Leca (Figura 13). En los cinco microcosmos la remoción de este contaminante fue superior al 86%, pero en el caso del microcosmo M<sub>5</sub>, se alcanzó un valor promedio del 95,2%, verificándose nuevamente la eficiencia del sustrato combinado “Grava+Zeolita” en la eliminación de contaminantes. De acuerdo a Vymazal, [26], existen varios mecanismos a través de los cuales el Fósforo puede ser retenido en estos sistemas: la absorción en las raíces de la macrófitas (o en las hojas, en el caso de especies sumergidas), la adsorción sobre el sedimento y la captación por parte de la flora microbiana presente en el medio.



**Figura 13.** Eficiencias de remoción de Fósforo para los diferentes sustratos.

Para el parámetro DQO se observaron buenas remociones en todos los microcosmos, superiores al 67% pero, de todos modos los reactores con Leca y Grava+Zeolita presentaron las mejores eficiencias alcanzado porcentajes en torno al 81% (Figura 14). Se ha observado que las eficiencias mejoraron progresivamente, a medida que las macrófitas iban creciendo (en altura y en número), ya que el desarrollo de la red reticular de las mismas, favorecería el crecimiento bacteriano, responsable de la degradación de la materia orgánica del efluente.

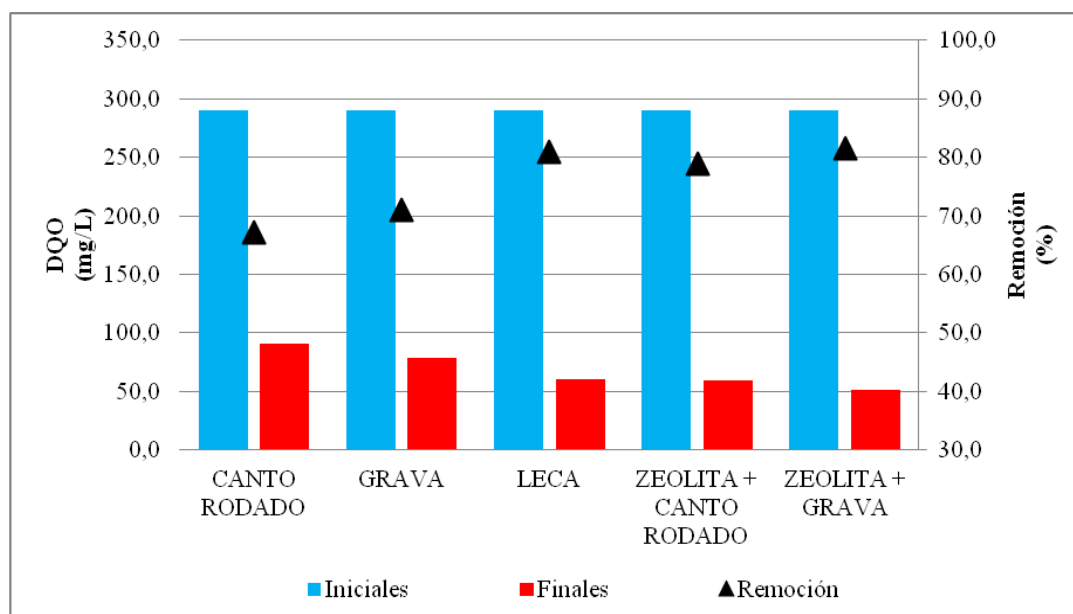


Figura 14. Eficiencias de remoción de DQO para los diferentes sustratos.

## 5. CONCLUSIONES

- Se pudo comprobar que la macrófita *T. domingensis* puede crecer satisfactoriamente en presencia de efluente de tambo.
- En relación a las especies nitrogenadas, se observó que a través de un WSFH es posible remover importantes cantidades de  $\text{NH}_4^+$ , el cual resulta uno de los principales contaminantes en efluentes de tambo.
- Las mejores eficiencias se lograron utilizando como sustrato Leca y Grava+Zeolita, aunque éste último presentó remociones superiores en lo que respecta a Fósforo y Nitrógeno Total.
- Ambos materiales, Leca y Grava+Zeolita, resultarían eficientes en el tratamiento de efluentes de predios lecheros utilizando Wetlands Subsuperficiales de Flujo Horizontal (WSFH's).
- Con las remociones conseguidas en estos dos sustratos, se ha logrado mejorar notablemente la calidad del efluente final, haciendo factible la aplicación de un wetland subsuperficial de flujo horizontal en el tratamiento terciario de efluentes de tambo, permitiendo un afino del mismo y una mejor adecuación a los límites de volcamiento establecidos por la legislación.

**REFERENCIAS.**

- [1] Panigatti, M. C.; Boglione, R.; Griffa, C.; Cassina, D.; Schierano, M. C.; Imoberdof, M. “*Influencia de los predios lecheros en la calidad de las aguas subterráneas freáticas. Estudio de casos en tambos de la provincia de Santa Fe, Argentina*”. Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, (2010).
- [2] Hammer, D. A., Bastion, R. K. “*Wetlands ecosystems : Natural water purifiers?*”. 5-20. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Hammer, D.A. ed. Lewis publishers, Chelsea, Michigan, (1989).
- [3] Moshiri, G. A. “*Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*”. Boca Raton, Florida: CRC Press. 9–22, (1993).
- [4] Kadlec, R.H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. “*Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*”. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Publishing Ansola et al., (2000).
- [5] Panigatti, M.C. y Maine, M.A. “*Influence of nitrogen species ( $NH_4^+$  and  $NO_3^-$ ) on the dynamics of P in water-sediment–*Salvinia herzogii* systems.*” *Hydrobiologia*. 492: 151-157, (2003).
- [6] Pontier, H., Williams, J.B. y May, E. “*Progressive changes in water and sediment quality in a wetland system for control of highway runoff.*” *Sci. Tot. Environ.* 319: 215-224, (2004).
- [7] Vymazal, J. “*Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.*” *Ecological Engineering* 25: 478-490, (2005).
- [8] Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W., Xu, M. “*Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China*”. *Ecological Engineering* 26: 272-282, (2006).
- [9] Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. “*Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry.*” *Ecological Engineering* 26: 341-347, (2006).
- [10] Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. “*Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance.*” *Chemosphere*. 68:1105–1113, (2007).
- [11] Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Bonetto, C. “*Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland.*” *Environmental Management* 90: 355-363, (2009).
- [12] Kadlec, R. H., Wallace, S. D. “*Treatment Wetlands*”, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida, (2009).
- [13] Vymazal, J., Kröpfelová, L. “*A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation*”. *Ecological Engineering* 37: 90-98, (2011).
- [14] Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., Marmiroli, N. “*Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy*

- parlor wastewater*". Bioresource Technology 88: 85-94, (2003).
- [15] Kumar Sharma, P., Takashi, I., Kato, K., Ietsugu, H., Tomita, K., Nagasawa, T. "Seasonal efficiency of a hybrid sub-surface flow constructed wetland system in treating milking parlor wastewater at northern Hokkaido". Ecological Engineering 53: 257-266, (2012).
- [16] Cooper, P., Griffin, P., Humphries, S. and Pound, A. "Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage." Water Science and Technology. 283-289, (1999).
- [17] Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., Champagne, P. "The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada". Ecological Engineering 29: 154-163, (2006).
- [18] Pelissari, C., Sezerino, P.H., Decezaró, S.T., Wolff, D.B., Bento, A.P., De Carvalho Junior, O., Philippi, L.S. " Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil". Ecological Engineering 73: 307-310, (2014).
- [19] Morel, A. and Diener, S. "Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighbourhoods." Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, (2006).
- [20] APHA. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". Amer. Publ. Health Assoc. New York. 1268 pp, (1998)
- [21] Braskerud, B.C. "The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands". J. Environ. Qual. 30: 1447-1457, (2001).
- [22] Toscano, A., Hellio, C., Marzo, A., Milani M., Lebre, K., Cirelli, G.L., Langergraber, G. "Removal efficiency of a constructed wetland combined with ultrasound and UV devices for wastewater reuse in agriculture". Environ. Technol.34: 2327-2336, (2013).
- [23] Leverenz, H.L., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J.L. "Anoxic treatment wetlands for denitrification". Ecological Engineering 36: 1544-1551, (2010).
- [24] Wallace, S.D., Knight, R.L. "Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design criteria, and O&M Requirements." Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia, (2006).
- [25] Tuszynska, A., Obarska-Pempkowiak, H. "Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands". Bioresource Technology [Online] 99(14): 6010-6016, (2008).
- [26] Vymazal, J. "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands". Science of the Total Environment. 380: 48-65, (2007).





## REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN EL MARCO DE LA PERSPECTIVA DE LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

**Schmidt, Patricia; Sartor, Aloma**

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: asartor@frbb.utn.edu.ar, pschmidt@frbb.utn.edu.ar,  
web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *El trabajo propuesto se enmarca en el análisis de la viabilidad socioeconómica en la implementación del reuso de aguas residuales con destino a las industrias de gran escala de la zona industrial portuaria de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Los períodos de sequía recurrentes y las condiciones propias de una región semiárida han sido puntos de partida para que el proyecto de construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) se haya incorporado entre las alternativas de abastecimiento para los próximos años. El área de influencia del mismo, abarca las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta dado que su funcionamiento liberaría agua para abastecimiento del sistema, el que actualmente depende mayoritariamente del embalse Paso de las Piedras sobre la cuenca del Río Sauce Grande.*

*Para realizar la evaluación socioeconómica del proyecto de construcción de una PTAR se utiliza la metodología Costo – Beneficio. El objetivo del presente trabajo es mostrar los avances de dicha evaluación en su primera etapa, para lo cual se presenta un diagnóstico de la situación actual del área de estudio, incorporando la demanda y oferta en función de las infraestructuras actuales del servicio de agua y saneamiento. Los resultados obtenidos presentan las problemáticas que dan origen al proyecto de construcción de una PTAR en la ciudad de Bahía Blanca.*

**Palabras clave:** PTAR, Reuso de aguas residuales, abastecimiento industrial, viabilidad socio-económica.

### 1. INTRODUCCIÓN

Desde la perspectiva de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), la utilización de aguas residuales tratadas plantea diversos objetivos de carácter ambiental, social y productivo, como reducir la demanda sobre las fuentes de agua dulce, disminuir los vertidos de carga contaminante sobre diferentes cuerpos receptores, potenciar el desarrollo de actividades productivas sustentables utilizando aguas residuales tratadas en zonas de secano y captar nutrientes presentes en el efluente cloacal para destinarlo como fertilizante

en suelos para la producción agropecuaria [1].

El desarrollo de actividades de reuso de aguas residuales destinadas al sector industrial tiene sentido en la participación que este representa en el consumo total del recurso (59%) [2]. En Bahía Blanca, esta participación es igualmente representativa, debido a que se caracteriza por ser una ciudad portuaria e industrial de escala nacional e internacional, con un desarrollo químico y petroquímico importante y cuya demanda de agua (más del 25% del total que se consume en la ciudad) entra en conflicto potencialmente con las demandas urbanas. Además, destinar el agua residual tratada al Complejo Químico y Petroquímico se fundamenta en la significativa participación de este sector sobre el valor agregado total local (casi 24 % del ingreso total generado en el partido de Bahía Blanca) [3].

En este contexto, un proyecto de recuperación y tratamiento de efluentes urbanos, que reemplace el caudal de agua potable y/o cruda que actualmente es derivado a las grandes industrias del sector portuario, sería clave para afianzar y sostener el desarrollo industrial de dicho sector, contribuyendo además a reducir los efectos negativos de las crisis hídricas que han castigado a la región en los últimos años y que amenazan profundizarse en el futuro si no se toman medidas concretas para avanzar hacia una gestión integrada de los recursos hídricos. La reutilización de los efluentes urbanos no solo mejoraría las posibilidades de suministro a la población, sino que evitaría fuentes de contaminación del Estuario de Bahía Blanca, como son los vuelcos de las plantas de tratamientos de líquidos cloacales en las condiciones actuales de funcionamiento.

Esta presentación es producto del trabajo de tesis para lograr el título de Magíster en Administración de Negocios (UTN- FRBB) de la Esp. Lic. Patricia Schmidt y se enmarca en el PID UTN “Gobernanza y Gestión Integrada de Recursos Hídricos”. El objetivo de este trabajo es mostrar los avances de la evaluación socioeconómica del proyecto de construcción de una PTAR para la reutilización de las aguas residuales en las industrias de gran escala del sector portuario industrial de la ciudad de Bahía Blanca.

## **2. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO**

Se considera como área de estudio a la ciudad de Bahía Blanca (cabecera del partido) con su complejo químico y petroquímico, incluyendo las localidades de General Daniel Cerri e Ingeniero White, correspondientes al Partido de Bahía Blanca y a la ciudad de Punta Alta (cabecera del partido), con la Base Naval Puerto Belgrano, correspondientes al partido Coronel de Marina L. Rosales (Figura N° 1: Ubicación del área de estudio). Ambas ciudades, con sus localidades incluidas, guardan vinculación directa con el proyecto de regeneración y reutilización de aguas residuales, pues se proveen del mismo sistema de abastecimiento de agua y un proyecto de esta naturaleza, plantea la alternativa de una “fuente de agua” a partir del tratamiento de aguas residuales urbanas, como una opción necesaria desde la perspectiva de la sustentabilidad.

## **3. POBLACIÓN DEL PROYECTO**

Para estimar la población del proyecto, se relevó información de censos nacionales, series

históricas de población, proyecciones disponibles y metodologías utilizadas por el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC) y por la Dirección Provincial de Estadística de la Provincia de Buenos Aires (DPE), como así también del Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento (ENOHSa) en lo que refiere a métodos de proyección de población para proyectos de esta naturaleza.



**Figura N° 1:** Ubicación del área de estudio

Fuente: CREEBBA, 2015

Los pasos para estimar la población consistieron en definir la población base (año 2010), seleccionar y aplicar las metodologías, calcular una tasa de crecimiento inter-períodos en base a los resultados obtenidos y finalmente realizar la proyección de la población afectada al proyecto.

La población base (2010) seleccionada corresponde a la relevada por la DPE, que estima una población de referencia del área cubierta por la Encuesta Permanente de Hogares (EPH) del aglomerado Bahía Blanca – Cerri de 311.000 habitantes (4° trim. 2010), presumiendo que representa mejor estimación que la correspondiente al último Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas (CNPHV 2010). Para el caso de Punta Alta, se considera como población base la correspondiente al CNPHV 2010 de 58.315 habitantes.

Para proyectar el crecimiento de la población en proyectos de agua y saneamiento, existen diferentes métodos [4]. En este trabajo se utilizó el Método de Tasa Geométrica Decreciente y el de Relación – Tendencia. El período de diseño total del proyecto es 20 años (2016-2036) y para la proyección se subdivide en dos subperíodos de 10 años de duración cada uno.

Tomando como referencia antecedentes de otro estudio de demanda consultado [5], se parte de considerar un promedio entre ambos métodos y estimar una población en los años puntuales del período de diseño (2016, 2026 y 2036). Finalmente, se adopta utilizar entre cada subperíodo, las tasas de crecimiento anual promedio en cada localidad. Como resultado de los supuestos adoptados, la Tabla N° 1 muestra la proyección de la población vinculada al proyecto, obtenida para el período de diseño 2016-2036.

<b>Año</b>	<b>Bahía Blanca-Cerri</b>	<b>Punta Alta</b>	<b>POBLACION TOTAL</b>
2016	327.905	58.000	<b>385.905</b>
2017	330.584	58.053	<b>388.637</b>
2018	333.284	58.106	<b>391.390</b>
2019	336.007	58.159	<b>394.166</b>
2020	338.752	58.212	<b>396.964</b>
2021	341.520	58.264	<b>399.784</b>
2022	344.310	58.317	<b>402.628</b>
2023	347.123	58.370	<b>405.493</b>
2024	349.959	58.423	<b>408.382</b>
2025	352.818	58.477	<b>411.295</b>
2026	355.701	58.530	<b>414.230</b>
2027	358.275	58.533	<b>416.808</b>
2028	360.868	58.536	<b>419.404</b>
2029	363.480	58.539	<b>422.019</b>
2030	366.110	58.542	<b>424.653</b>
2031	368.760	58.545	<b>427.305</b>
2032	371.429	58.548	<b>429.977</b>
2033	374.117	58.552	<b>432.669</b>
2034	376.825	58.555	<b>435.379</b>
2035	379.552	58.558	<b>438.110</b>
2036	382.299	58.561	<b>440.860</b>

**Tabla N° 1.-** Proyección de la población del proyecto  
Fuente: Elaboración propia

## **4. CONDICIONES CLIMATOLÓGICAS E HIDROLÓGICAS**

### **4.1.- Clima**

El clima es predominantemente templado, con temperaturas moderadas. La temperatura media anual es de 15,5° C y oscila entre los 8° C promedio en invierno y los 23° C promedio en verano, dependiendo en gran medida de la influencia del viento. El viento predominante del sector norte-noroeste, es por lo general moderado (promedio 25 Km/hora), aunque tiende a ser regular/fuerte en las estaciones de primavera y verano, alcanzando los 60 km/hora, con ráfagas eventuales de hasta 80 y 100 km/hora, en verano. La humedad media de la ciudad alcanza el 65 %. El promedio anual de precipitaciones para la serie 1959-2010 del partido de

Bahía Blanca es de 637,7 mm [6]. Dado el marcado relieve hacia el mar, prácticamente no se registran inundaciones pluviométricas.

## **4.2.- Hidrología**

La región de Bahía Blanca cuenta con numerosos recursos hídricos disponibles, con aguas subterráneas y superficiales.

### **4.2.1.- Reservas hídricas subterráneas**

Las reservas hídricas subterráneas se encuentran en la cuenca alta del arroyo Sauce Chico, en la cuenca superior del Napostá Grande y en la cuenca del arroyo Chasicó. Se pueden distinguir tres acuíferos principales [7]:

- *El acuífero profundo o sistema hidrotermal profundo de Bahía Blanca (SHP)*: con una extensión continental de 3.000 km<sup>2</sup>. Su descubrimiento tuvo lugar en el año 1912 por la ex Dirección General de Minas y Geología. En el subsuelo de Bahía Blanca, se ubica a una profundidad de aproximadamente 650 m y tiene su área de alimentación a través de toda la zona del piedemonte de las Sierras de la Ventana. Se caracteriza por contener aguas termales (con temperaturas entre 50 y 60°C) y surgentes de muy buena calidad, propiedades que las hacen comercializables como “aguas minerales”. Hasta el final de la década de 1.960, la ciudad de Bahía Blanca se abastecía con el agua proveniente de 25 perforaciones del SHP pero con la construcción del dique Paso de las Piedras (actualmente principal fuente de abastecimiento) en su gran mayoría fueron reemplazadas.

- *Acuífero intermedio*: se aloja a una profundidad media de unos 200 m. Sus aguas tienen una temperatura de alrededor de 25 a 30 ° C y en algunos lugares son surgentes, pero poseen un contenido de sales algo elevado que restringen su uso como agua potable, aunque pueden utilizarse para el llenado de piletas de natación y el lavado de instalaciones o el uso sanitario en algunas industrias. De hecho existen en la ciudad varios natatorios que aprovechan este recurso.

- *Acuífero freático*: se encuentra a escasos metros de profundidad en la ciudad de Bahía Blanca (de 2,5 a 10 m), más profundo en la zona alta norte (entre 40 y 50 m) y a profundidades intermedias hacia la zona pedemontada de las Sierras de la Ventana. Sus aguas se encuentran saturando materiales constituidos por arenas y limos y conforman el nivel freático de la región. La calidad química de las aguas subterráneas situadas en la zona urbana de Bahía Blanca es mala, pues además de estar naturalmente salinizadas, en algunos sectores están contaminadas por vertidos de pozos ciegos y con combustible proveniente de roturas de tanques subterráneos de estaciones de servicio, por lo que no pueden utilizarse para consumo humano.

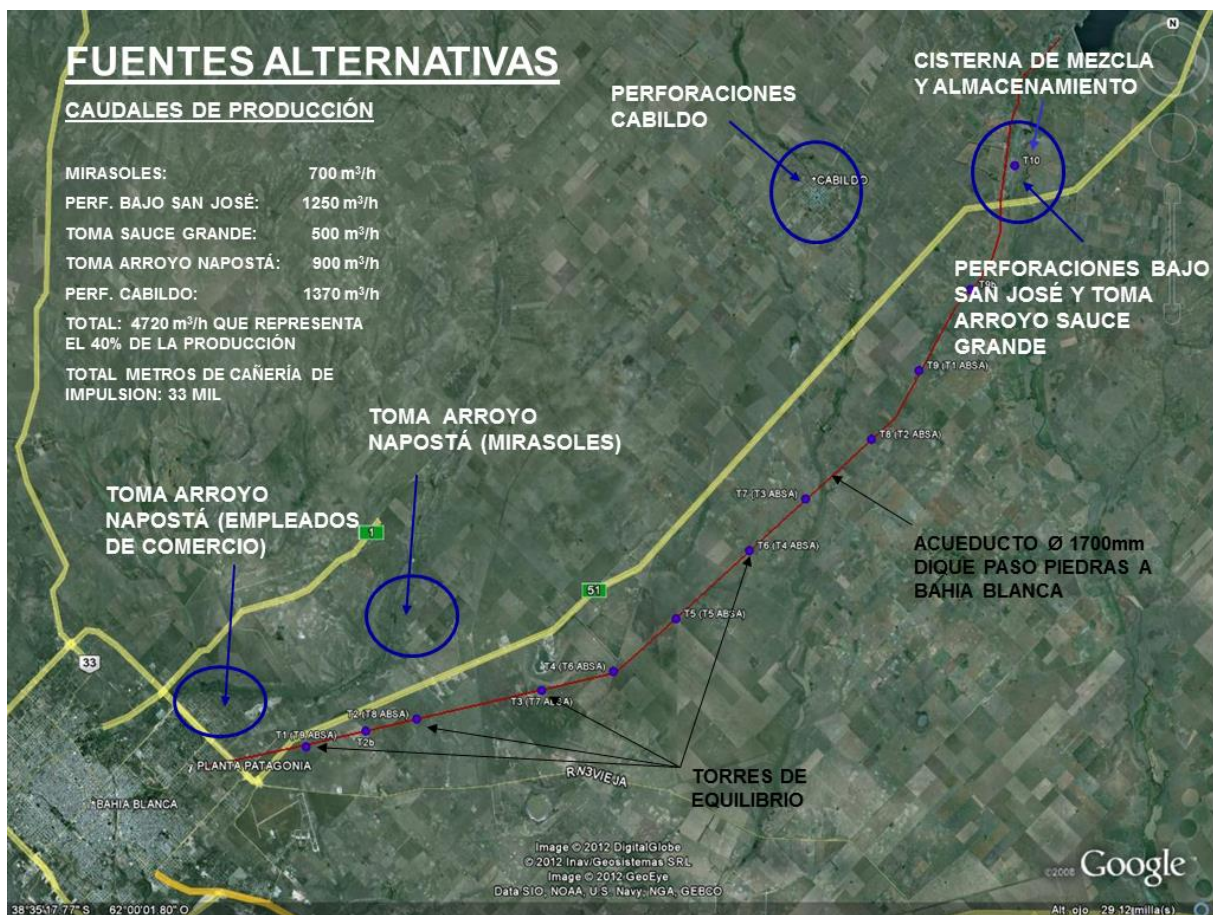
### **4.2.2.- Recursos superficiales**

En cuanto a los recursos superficiales, la región cuenta con un número importante: Río Sauce Grande, Río Sauce Chico, Arroyo Napostá Grande y Arroyo Napostá Chico, además de otros pequeños afluentes, como el arroyo El Divisorio. Estos cursos de agua y sus respectivas cuencas, están dentro de la misma región climática, caracterizados por un régimen hídrico



pluvial, con sus caudales picos en los meses de otoño y primavera. Estos recursos naturales de escurrimiento superficial representan 217,27 Hm<sup>3</sup>/año [8].

En 1.978 se inauguró el Dique y el Acueducto Paso de las Piedras sobre el río Sauce Grande, ubicado a 60 km de la ciudad de Bahía Blanca, reemplazándose las obras preexistentes, con el fin de almacenar agua en los períodos en que la oferta hídrica superara a la demanda y cubrir aquellos períodos en que la relación se invirtiera, convirtiéndose en la única fuente de abastecimiento para las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta. Sin embargo, el hecho de localizarse en un área de transición a la región semiárida con períodos recurrentes de sequías que afectan en forma directa la cantidad de agua disponible en el sistema, ha generado que se atravesen fuertes períodos de crisis, la más reciente acontecida durante los años 2008-2009. En el marco de esta emergencia hídrica, declarada por Decreto N° 1518/09 y prorrogada por Decreto N° 2067/10, se incorporan algunas fuentes de agua complementarias que se observan en la Figura N° 2.



**Figura N° 2:** Obras de regulación realizadas en el marco de la crisis hídrica.  
Fuente: ABSA, 2014

Por otra parte, también desde la última crisis hídrica (2008-09) se evalúa la realización del

acueducto Río Colorado. Este río es de régimen nival, tiene un caudal medio del orden de 150 m<sup>3</sup>/s (aproximadamente 35 veces mayor que el Sauce Grande), sin embargo el proyecto de abastecimiento de agua a Bahía Blanca y la región está elaborado en función de un caudal de diseño de sólo 2 m<sup>3</sup>/s, contemplando para la primera etapa sólo 1 m<sup>3</sup>/s [7]. En tal sentido, solo garantizará un suministro mínimo en caso de una crisis extrema en el embalse Paso de las Piedras o una rotura del acueducto principal.

## **5.- ANÁLISIS DE LA OFERTA DE AGUA Y SANEAMIENTO**

### **5.1.- Fuentes de suministro de agua y caudales de producción**

El abastecimiento de agua a Bahía Blanca, General Daniel Cerri, Ingeniero White y Punta Alta proviene principalmente del Embalse y Dique Paso de las Piedras. En la Figura N° 2 se muestran los caudales de producción de las fuentes de agua complementarias que surgieron en la última crisis hídrica con un aporte total de 4.720 m<sup>3</sup>/hora. El caudal de ingreso al embalse Paso de las Piedras, aportado por el río Sauce Grande y su afluente el arroyo El Divisorio, es de aproximadamente 4 m<sup>3</sup>/s [9] .

### **5.2.- Transporte, tratamiento, almacenamiento y distribución de agua**

El volumen captado en el Dique Paso de las Piedras es transportado por efecto de la gravedad a Bahía Blanca hasta las Plantas Potabilizadoras Patagonia y Grünbein, a través de un acueducto principal, inaugurado en 1978 y que ha superado su vida útil, cuya capacidad de transporte de 10.800 m<sup>3</sup>/hora. Existen varios acueductos secundarios para captación de agua de fuentes alternativas que aportan a Planta Patagonia y Grunbein. Además, se abastece de agua cruda al Polo Petroquímico por medio de un acueducto industrial de 13,5 km (derivación desde el acueducto principal, que nace en cercanías de la Planta Potabilizadora Patagonia).

La Planta Potabilizadora Patagonia cuenta con una capacidad de tratamiento de 8.000 m<sup>3</sup>/hora. Es una planta de filtración directa, cuenta con 20 filtros rápidos de arena y actualmente se encuentra en reconversión a sistema de floco-floto-filtración, sistema que agrega un nuevo estadio en el tratamiento del agua para separar las algas. El agua tratada es transportada, por gravedad, a una torre tanque existente en el Parque Independencia y de allí a una cisterna de regulación subterránea de 30.000 m<sup>3</sup> y a la red de distribución de la ciudad de Bahía Blanca. No existe una medición exacta del caudal entregado efectivamente después del tratamiento a la salida de la planta.

La Planta Potabilizadora Grünbein tiene una capacidad de tratamiento de 2.300 m<sup>3</sup>/hora y el agua potabilizada es derivada a tres cisternas ubicadas en Grünbein, a 7 km de la ruta provincial N° 229, cuya capacidad de almacenamiento es de 25.000 m<sup>3</sup>, 29.000 m<sup>3</sup> y 30.000 m<sup>3</sup>. Desde allí es distribuida a un sector SE de Bahía Blanca, Ingeniero White, Punta Alta y Puerto Belgrano. Resumiendo, las reservas de las cisternas alcanzan los 114.000 m<sup>3</sup> [10].

El sistema de distribución de agua presenta graves deficiencias y pérdidas, algunos de los indicadores del estado de las redes y del servicio son: número de denuncias de pérdidas aproximadamente (460 puntos); número de medidores nuevos a instalar con más de un año de

retraso (750); las obras civiles pendientes: reparaciones de veredas: (600 posiciones); reparación de pavimentos: (1400 posiciones), esta información ha sido planteada por el Secretario de Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires en la presentación realizada en Bahía Blanca (20/03/2014).

En cuanto al porcentaje de cobertura del servicio de agua, Bahía Blanca, General Daniel Cerri e Ingeniero White cuentan con un 97 %, mientras que en la ciudad de Punta Alta alcanza al 92 % de la población.

### 5.3.- Servicio de Desagües Cloacales y Pluviales

La capacidad de colección de efluentes cloacales está definida por su infraestructura: cantidad de conexiones domiciliarias, extensión y capacidad de colectores principales. En lo que refiere a población servida de cloacas, Bahía Blanca e Ingeniero White cuentan con una cobertura del 84 %, mientras que General Daniel Cerri y Punta Alta, tienen una cobertura del 93 %.

La red cloacal de la ciudad es de tipo separativo, independientemente del sistema pluvial, que pertenece al ámbito municipal, y no a la empresa ABSA. Sin embargo, existen conexiones clandestinas de pluviales a la red de desagües cloacales, que se evidencia en el volumen de agua residual que llega a las plantas de tratamiento cuando se producen lluvias (aprox. 10 % en la primera cuenca y entre 30 al 50 % en la tercera cuenca).

El estado de las redes del sistema cloacal presenta graves deficiencias en su capacidad y mantenimiento. Según informes de fuentes de ABSA son más de 750 los puntos de pérdidas de la red, los reclamos diarios por obstrucciones/desbordes son en promedio 20 y por reparaciones 6.

### 5.4.- Plantas de Tratamiento de Líquidos Cloacales

Actualmente, la ciudad de Bahía Blanca cuenta con dos plantas de tratamiento de efluentes cloacales en funcionamiento: la *Planta Depuradora Bahía Blanca* y la *Planta Depuradora de la Tercera Cuenca*. Existe una tercera ubicada en Ingeniero White (1977), que desde hace tiempo no se encuentra operando como tal, sino que desde allí se bombean los efluentes cloacales a la Planta Depuradora Bahía Blanca.

La Planta Depuradora Bahía Blanca, inaugurada en 1997, se ubica a unos 4 km. del polo petroquímico. Cuenta con un tratamiento preliminar conformado por tres rejillas de 50 mm de espacio entre barras que se limpian manualmente, seguido por 5 bombas de 800 m<sup>3</sup>/h cada una (cuatro en servicio y una de soporte) que pueden descargar 3.200 m<sup>3</sup>/h en tres filtros con tamices de # 0,75 mm, quedando espacio para una bomba adicional [11]. El caudal promedio medido a la salida de esta planta es de 1.750 m<sup>3</sup>/h [12].

La Planta Depuradora de la Tercera Cuenca, inaugurada en 2008, se ubica en el sector suroeste de la ciudad. Cuenta con una capacidad de tratamiento de 500 m<sup>3</sup>/h, con potencialidad de ampliación para duplicar la misma. Actualmente recibe un caudal aproximado de 350 m<sup>3</sup>/h. Consiste en una planta de tratamiento de Aireación Extendida (secundario), con rejillas finas de separación, desarenador, reactores aeróbicos, sedimentadores secundarios, cámara de cloración y playas de secado.



## 6.- ANÁLISIS DE LA DEMANDA DE AGUA Y SANEAMIENTO

### 6.1.- Análisis Histórico del consumo de agua potable y cruda

Los consumos anuales de agua potable para Bahía Blanca y Punta Alta en el período 2008-2013 (Tabla N° 2), corresponden únicamente al servicio medido y no alcanza a las localidades de General Daniel Cerri e Ingeniero White.

Año	Consumo de Agua Potable (m <sup>3</sup> /año)		
	Bahía Blanca		Punta Alta
	Residenciales y Grandes Usuarios	Polo Petroquímico	Residenciales y Grandes Usuarios
2008	24.269.909	6.248.585	3.802.344
2009	23.825.000	6.100.382	3.570.498
2010	19.121.050	5.246.367	2.662.606
2011	20.765.296	5.149.844	3.282.214
2012	22.293.927	4.645.312	2.971.425
2013	21.647.923	4.801.499	2.775.499
<b>Promedio</b>	<b>21.987.184</b>	<b>5.365.332</b>	<b>3.177.431</b>

**Tabla N° 2.-** Consumo Histórico de agua potable en Bahía Blanca y Punta Alta

Fuente: Elaboración propia con base en información ABSA, 2014

Según ABSA, el volumen de agua potabilizada que se entrega actualmente al sistema (diciembre 2014) es 216.667 m<sup>3</sup> diarios, mientras que el facturado por servicio medido y no medido, asciende a 150.000 m<sup>3</sup> diarios (valores aproximados). El resto, que representa algo más del 30 % sobre el volumen entregado corresponde a pérdidas - fugas en la red de distribución -filtraciones- por consumos fraudulentos -conexiones ilegales- o por consumos que no se cobran según lo establece el Decreto N° 838/03. Para el año 2014, el volumen de agua potable contabilizada de las localidades de Bahía Blanca, Ingeniero White, Punta Alta y General Daniel Cerri alcanzó 32.977.030 m<sup>3</sup>, lo que representa aproximadamente 90.350 m<sup>3</sup> diarios. La Tabla N° 3 presenta la demanda promedio per cápita en función del agua potabilizada entregada al sistema, el total facturado y el consumo medido (en los tres casos descontado el consumo promedio de los últimos 6 años del Polo Petroquímico - 5.365.332 m<sup>3</sup> /año -).

Unidades	Agua Potable entregada al sistema	Agua Potable facturada	Agua Potable contabilizada
m <sup>3</sup> /bimestre	12.105.778	8.105.778	4.601.950
m <sup>3</sup> /día	201.763	135.096	76.699
litros/hab.-día (2)	531	355	202
m <sup>3</sup> /hab.-hora (2)	0,022	0,015	0,008
(1) No incluye consumo medido del Polo Petroquímico (2) Consumo per cápita estimado sobre población total del proyecto, 2014 (380.275 hab).			

**Tabla N° 3.-** Demanda promedio per cápita de agua potable Bahía Blanca y Punta Alta (1)

Fuente: Elaboración propia

En cuanto al agua cruda, el consumo del sector en el período enero-septiembre 2014, medido al ingreso de cada planta, fue en promedio de 1.250 m<sup>3</sup>/hora (57 % corresponde al consumo realizado por Profertil y 43 % por Dow). Es decir, considerando el consumo promedio del polo petroquímico de agua potable de 620 m<sup>3</sup>/h (Tabla N° 2) y de agua cruda de 1.250 m<sup>3</sup>/h, esto indicaría el volumen actual a sustituir con agua residual tratada (algo más de 1.800 m<sup>3</sup>/h).

## **6.2.- Estimación de la demanda de agua**

### **6.2.1.- Estimación del consumo medido de agua potable**

Con base en información de nuevas conexiones realizadas en el servicio de agua potable en Bahía Blanca y Punta Alta (2008-2013) y teniendo la cantidad de medidores de agua en el 2014, se calculó la cantidad de medidores en cada año del período. Posteriormente, se estimó una tasa de crecimiento anual de nuevas conexiones, que para Bahía Blanca, Ingeniero White y Gral. Daniel Cerri resultó de 1,05 % y para Punta Alta de 1,06 %, las cuales se supusieron constantes para estimar la cantidad de medidores en el período de proyección. Por último, se estimó el consumo medido promedio histórico por medidor de dicho período, resultando 0,0325 m<sup>3</sup>-hora/medidor para Bahía Blanca (que también se asume para Ing. White y Gral. D. Cerri) y 0,0214 m<sup>3</sup>-hora/medidor para Punta Alta.

La Tabla N° 4 presenta la estimación del consumo medido de agua potable para Bahía Blanca - incluye Ing. White y Gral. Daniel Cerri- y Punta Alta. La última columna, incluye el consumo medido del Polo Petroquímico (620 m<sup>3</sup>/h), constante para el período de proyección.

Año	Bahía Blanca		Punta Alta		CONSUMO MEDIDO TOTAL m <sup>3</sup> /hora
	Medidores	Consumo medido	Medidores	Consumo medido	
		m <sup>3</sup> /hora		m <sup>3</sup> /hora	
	<b>1,05%</b>	<b>0,0325</b>	<b>1,06%</b>	<b>0,0214</b>	
2013	87.368	2.842	17.432	372	<b>3.835</b>
2014	88.285	2.872	17.617	376	<b>3.868</b>
2015	89.212	2.902	17.804	380	<b>3.903</b>
2016	90.149	2.933	17.992	384	<b>3.937</b>
2017	91.096	2.964	18.183	388	<b>3.972</b>
2018	92.052	2.995	18.376	392	<b>4.007</b>
2019	93.019	3.026	18.570	396	<b>4.043</b>
2020	93.995	3.058	18.767	401	<b>4.079</b>
2021	94.982	3.090	18.966	405	<b>4.115</b>
2022	95.980	3.123	19.167	409	<b>4.152</b>
2023	96.987	3.155	19.370	414	<b>4.189</b>
2024	98.006	3.189	19.576	418	<b>4.226</b>
2025	99.035	3.222	19.783	422	<b>4.264</b>
2026	100.075	3.256	19.993	427	<b>4.303</b>
2027	101.126	3.290	20.205	431	<b>4.341</b>
2028	102.187	3.325	20.419	436	<b>4.380</b>
2029	103.260	3.359	20.636	441	<b>4.420</b>
2030	104.345	3.395	20.854	445	<b>4.460</b>
2031	105.440	3.430	21.075	450	<b>4.500</b>
2032	106.547	3.466	21.299	455	<b>4.541</b>
2033	107.666	3.503	21.525	459	<b>4.582</b>
2034	108.797	3.540	21.753	464	<b>4.624</b>
2035	109.939	3.577	21.983	469	<b>4.666</b>
2036	111.093	3.614	22.216	474	<b>4.709</b>

**Tabla N° 4.-** Estimación del consumo medido de agua potable - Bahía Blanca y Punta Alta  
Fuente: Elaboración Propia

### 6.2.2.- Estimación de la Demanda Total de Agua

La Tabla N° 5 muestra la demanda total de agua (potable y cruda) estimada para Bahía Blanca y Punta Alta. Primero se estima la demanda total de agua potable, para la cual se parte de la población estimada del proyecto (Tabla N° 1) y el consumo per cápita (Tabla N° 3), el cual no incluye el consumo del Polo Petroquímico. Por lo tanto, una vez estimada la demanda en función al consumo de la población, se agrega en la misma columna, la demanda de agua potable que realiza el sector (620 m<sup>3</sup>/h, constante). Luego se estima el volumen por pérdidas (30 %), se agrega el consumo medido estimado anteriormente y por diferencia se calcula el consumo no medido. La última columna, muestra la demanda total de agua, la cual incluye el consumo de agua cruda que realiza el Polo Petroquímico (1.250 m<sup>3</sup>/h, constante). Podría darse que en el período de proyección haya un aumento en la capacidad de producción de las

industrias o radicación de nuevas industrias, lo que generaría una mayor demanda de agua potable y cruda, situación que no se considera para este trabajo.

Año	Población Total	Demanda Total Agua Potable	Pérdidas en el sistema	Consumo Medido	Consumo no Medido	DEMANDA TOTAL DE AGUA
	(Hab.)	m <sup>3</sup> /hora				
		<b>0,022</b>	<b>30%</b>			
2013	377.498	<b>8.965</b>	2.690	3.835	2.441	<b>10.215</b>
2014	380.275	<b>9.027</b>	2.708	3.868	2.450	<b>10.277</b>
2015	383.077	<b>9.089</b>	2.727	3.903	2.460	<b>10.339</b>
2016	385.905	<b>9.151</b>	2.745	3.937	2.469	<b>10.401</b>
2017	388.637	<b>9.212</b>	2.763	3.972	2.476	<b>10.462</b>
2018	391.390	<b>9.273</b>	2.782	4.007	2.484	<b>10.523</b>
2019	394.166	<b>9.334</b>	2.800	4.043	2.491	<b>10.584</b>
2020	396.964	<b>9.396</b>	2.819	4.079	2.498	<b>10.646</b>
2021	399.784	<b>9.458</b>	2.837	4.115	2.506	<b>10.708</b>
2022	402.628	<b>9.521</b>	2.856	4.152	2.513	<b>10.771</b>
2023	405.493	<b>9.584</b>	2.875	4.189	2.520	<b>10.834</b>
2024	408.382	<b>9.648</b>	2.894	4.226	2.527	<b>10.898</b>
2025	411.295	<b>9.713</b>	2.914	4.264	2.534	<b>10.963</b>
2026	414.230	<b>9.777</b>	2.933	4.303	2.542	<b>11.027</b>
2027	416.808	<b>9.834</b>	2.950	4.341	2.543	<b>11.084</b>
2028	419.404	<b>9.892</b>	2.968	4.380	2.544	<b>11.142</b>
2029	422.019	<b>9.950</b>	2.985	4.420	2.545	<b>11.200</b>
2030	424.653	<b>10.008</b>	3.002	4.460	2.546	<b>11.258</b>
2031	427.305	<b>10.066</b>	3.020	4.500	2.546	<b>11.316</b>
2032	429.977	<b>10.126</b>	3.038	4.541	2.547	<b>11.376</b>
2033	432.669	<b>10.185</b>	3.056	4.582	2.547	<b>11.435</b>
2034	435.379	<b>10.245</b>	3.073	4.624	2.548	<b>11.495</b>
2035	438.110	<b>10.305</b>	3.092	4.666	2.548	<b>11.555</b>
2036	440.860	<b>10.366</b>	3.110	4.709	2.548	<b>11.616</b>

Tabla N° 5.- Estimación de la Demanda Total de Agua– Bahía Blanca y Punta Alta  
Fuente: Elaboración Propia

### 6.3.- Proyección de la Generación de Aguas Residuales

A partir del consumo medido y no medido estimado de agua potable en Bahía Blanca, Ingeniero White y General D. Cerri, se determinan las cantidades de aguas residuales generadas y las vertidas al sistema de desagüe cloacal (Tabla N° 6). Para ello, se aplica al consumo de agua potable, el coeficiente de retorno de aguas residuales [13], que para este caso se estima en 0,8 y la cobertura de la red cloacal (83 %), ambos constantes para todo el período de proyección.

El consumo medido de agua potable de Bahía Blanca corresponde al estimado en la Tabla N° 4, dado que no incluye el consumo del polo petroquímico y ello es necesario diferenciar, pues este sector no vuelca a la red cloacal. En cuanto al servicio no medido, como en la Tabla N° 5

se presenta unificado para Bahía Blanca y Punta Alta, es necesario discriminarlo. Para ello, se estimó la relación entre el volumen del servicio no medido respecto al servicio medido en ambas ciudades (sin considerar el consumo del Polo Petroquímico) y esta relación se la mantuvo constante para estimar el consumo no medido en Bahía Blanca, respecto al consumo medido en dicha ciudad.

Año	Consumo medido Agua Potable BB	Consumo no medido Agua Potable BB	Agua Residual Generada	Aportación Agua Residual
	m <sup>3</sup> /hora			
2013	2.842	2.159	4.001	<b>3.321</b>
2014	2.872	2.167	4.031	<b>3.346</b>
2015	2.902	2.175	4.062	<b>3.371</b>
2016	2.933	2.183	4.093	<b>3.397</b>
2017	2.964	2.190	4.123	<b>3.422</b>
2018	2.995	2.196	4.153	<b>3.447</b>
2019	3.026	2.202	4.183	<b>3.472</b>
2020	3.058	2.209	4.214	<b>3.497</b>
2021	3.090	2.215	4.244	<b>3.523</b>
2022	3.123	2.222	4.275	<b>3.549</b>
2023	3.155	2.228	4.307	<b>3.575</b>
2024	3.189	2.234	4.338	<b>3.601</b>
2025	3.222	2.241	4.370	<b>3.627</b>
2026	3.256	2.247	4.402	<b>3.654</b>
2027	3.290	2.248	4.430	<b>3.677</b>
2028	3.325	2.249	4.459	<b>3.701</b>
2029	3.359	2.250	4.487	<b>3.725</b>
2030	3.395	2.250	4.516	<b>3.748</b>
2031	3.430	2.251	4.545	<b>3.772</b>
2032	3.466	2.251	4.574	<b>3.797</b>
2033	3.503	2.252	4.604	<b>3.821</b>
2034	3.540	2.252	4.633	<b>3.846</b>
2035	3.577	2.252	4.663	<b>3.870</b>
2036	3.614	2.252	4.693	<b>3.895</b>

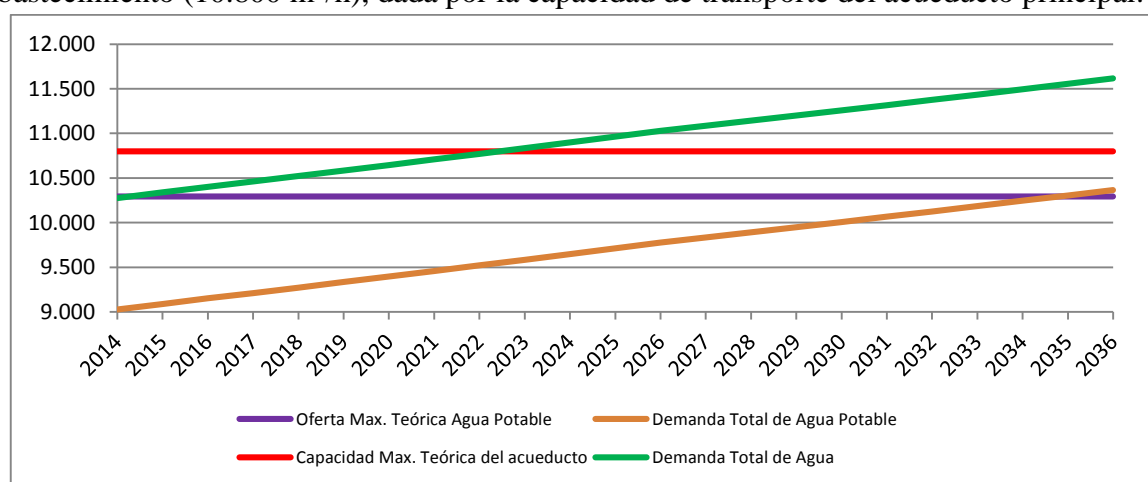
**Tabla N° 6.-** Aportación Total de Agua Residual  
Fuente: Elaboración Propia

El volumen de agua residual que llega a la red cloacal se estima únicamente en función al consumo de agua potable, pues no se considera ni el volumen de agua por conexiones ilegales de pluviales con el sistema de red cloacal, que en épocas de lluvias aumentan el caudal que llega a las plantas de tratamiento como se mencionó (aprox. 10 % en la primera cuenca y entre 30 al 50 % en la tercera cuenca) como así tampoco, la eficiencia del sistema de conducción de las aguas residuales hasta las plantas de tratamiento actuales, debido a que la empresa prestataria no cuenta con dicha información. Aunque esto último puede inferirse a partir del caudal que se trata actualmente en las plantas de tratamiento, como se verá más adelante.

## 7.- Balance Oferta – Demanda

La metodología utilizada para el análisis socioeconómico del proyecto, parte de considerar los datos actuales de la oferta y de la proyección de demanda del sistema, para realizar el Balance Oferta – Demanda de Agua y de Saneamiento.

El Gráfico N° 1 muestra el balance Oferta – Demanda de Agua, que contrasta la demanda total de agua potable de Bahía Blanca y Punta Alta (Tabla N° 5) con la oferta máxima teórica que pueden tratar las plantas potabilizadoras Patagonia y Grünbein (10.292 m<sup>3</sup>/h) y por otro lado, la demanda total de agua del sistema (Tabla N° 5) con la capacidad máxima teórica de abastecimiento (10.800 m<sup>3</sup>/h), dada por la capacidad de transporte del acueducto principal.



**Gráfico N° 1.- Balance Oferta - Demanda de Agua**

Fuente: Elaboración Propia

El balance Oferta – Demanda de Saneamiento se presenta en el Gráfico N° 2 y muestra la cantidad de aguas residuales crudas vertidas al sistema de desagüe cloacal a partir del consumo de agua potable en Bahía Blanca (Tabla N° 6), frente a la capacidad teórica de tratamiento de aguas residuales de la ciudad. La capacidad de tratamiento teórica está dada por la información sobre la capacidad máxima de tratamiento, en el caso de la Planta Depuradora Bahía Blanca corresponde a 3.200 m<sup>3</sup>/h y para la Tercera Cuenca, 500 m<sup>3</sup>/h. Esta capacidad se supone teórica porque no se conoce con exactitud en la práctica que volumen pueden operar ambas plantas.

El volumen teórico de agua residual generado considera que toda el agua residual vertida llegaría potencialmente a las plantas para su tratamiento, cuando la realidad indica que el sistema de conducción de las aguas residuales presenta pérdidas, obstrucciones, desbordes, etc. Esta pérdida se calcula para el año 2013, a partir del volumen de agua residual estimado que se vuelca a la red cloacal (3.321 m<sup>3</sup>/h) y el que se trata - en promedio - en ambas plantas (2.100 m<sup>3</sup>/h), resultando 37 %.

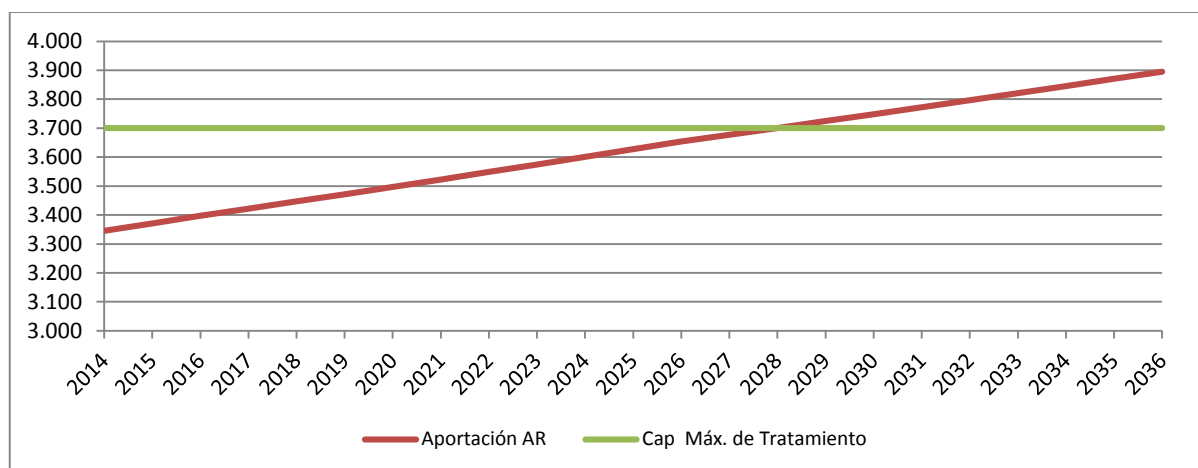


Gráfico N° 2.- Balance Oferta - Demanda de Saneamiento

Fuente: Elaboración Propia

Si bien el diagnóstico en este trabajo no incorpora un análisis sobre el incumplimiento de la normativa respecto a los parámetros de vuelco de agua en los cuerpos receptores, este queda evidenciado mediante el control de la calidad que se ejerce en el estuario de Bahía Blanca para las descargas líquidas urbanas e industriales, a cargo del Comité Técnico Ejecutivo de la Municipalidad de Bahía Blanca, a través del Programa Integral de Monitoreo (PIM), en ejecución desde abril de 2002, quien publica periódicamente los informes de las Auditorías Medioambientales. En el “*Estudio de la dinámica espacial y temporal de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca*” [14], donde se evaluó y sistematizó los datos de los Subprogramas del PIM en el período 2001-2012, se concluyó que la mayor carga másica contaminante que se vuelca al estuario, proviene de las dos salidas de las plantas de tratamiento de líquidos cloacales existentes. En referencia a la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y a la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), la carga másica de la descarga Cloacal de la Cuenca Principal Bahía Blanca es 22 y 30 veces superior a la descarga industrial de mayor aporte, respectivamente y la de la Tercera Cuenca, 3 veces superior en ambos parámetros, también en relación a la descarga industrial de mayor aporte.

## 8.- CONSIDERACIONES FINALES

Al no contar con una proyección de población por partido o aglomerado por parte de los organismos oficiales, condición determinante para la definición de la estimación de la demanda del proyecto, fue necesario realizar una proyección propia, con base en información recogida y supuestos adoptados.

Las características climáticas y ambientales del área de localización del proyecto corresponden a una región semiárida de transición, con una gran variabilidad en la disponibilidad de los recursos hídricos. Esta condición fundamenta los antecedentes de crisis

hídricas periódicas. Los conflictos por el uso del recurso, evidencian además, un modo desarticulado de gestión, que requiere incorporar la gestión integrada de los recursos hídricos, que permitiría decidir acciones e inversiones de obras que tengan en cuenta estas características.

La vulnerabilidad en el abastecimiento del consumo de agua potable queda manifestada por: la dependencia climatológica de la principal fuente de abastecimiento; la vida útil del acueducto principal de suministro de agua que ha sido superada y no existe planificación para la construcción de otro; el estado deficitario de la red de distribución de agua potable (falta de mantenimiento y reposición); el desfase entre el abastecimiento de agua y el crecimiento poblacional e industrial (búsqueda de fuentes complementarias); entre otras. Este conjunto de factores justifican la propuesta de instalación de una PTAR que produzca agua tratada para sustituir el consumo de agua potable y/o cruda del sector portuario industrial, liberando ese caudal para ser utilizado en el abastecimiento urbano u otros fines no industriales. Sin embargo, la planificación de un proyecto de regeneración de aguas residuales para su reutilización en dicho sector, exigen prioritariamente el análisis y la actuación sobre las condiciones críticas de infraestructura existente en el servicio de agua y saneamiento. El atraso en los servicios públicos se profundiza en el servicio cloacal donde se ha destinado históricamente menor inversión y está más deteriorado según los indicadores analizados. Es de resaltar, que para recuperar agua de los efluentes es imprescindible el fortalecimiento y desarrollo de la infraestructura sanitaria como una primera condición.

Como pudo observarse, las descargas actuales de aguas residuales provenientes de ambas plantas de tratamiento, no están cumpliendo con los parámetros de vuelco que establece la normativa; este aspecto se suma a las condiciones de vulnerabilidad del sistema de abastecimiento de agua actual, que en el balance de oferta – demanda de agua queda evidenciado. Por último, la construcción de una PTAR se convierte en una nueva fuente de agua para acompañar el crecimiento del área portuario industrial, siguiendo políticas actuales de gestión del agua en zonas semiáridas en diferentes partes del mundo.

## 9.- REFERENCIAS

- [1] Sartor A., Cifuentes, O. “Propuesta de un Marco Normativo para una Ley Nacional de Reúso de Aguas Residuales”. 18° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. AIDIS. Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, Argentina, (2012).
- [2] Naciones Unidas, “*Agua para todos, agua para la vida*”, Primer informe sobre el desarrollo recursos hídricos en el mundo, (2003).
- [3] Centro Regional de Estudios Económicos de Bahía Blanca (CREEBBA), “Estimación del Producto Bruto del partido de Bahía Blanca”, (2014).
- [4] Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento – ENOHSa, “Guía para la presentación de proyectos de agua potable: Capítulo II, Estudios preliminares para el diseño de obras. Argentina (2003).
- [5] Rodríguez, Marcos, “Propuesta de Plan Director de Agua Potable para las localidades de Unquillo y Mendiolaza”. Capítulo 5: Estudio de la Demanda. Universidad Nacional de



- Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, (2013).
- [6] INTA, EEA Bordenave. “Partido de Bahía Blanca. Caracterización del estado productivo actual”. Información preparada por los Ing. Agr. A. Marinissen, A. Lauric y C. Coma. (2010).
- [7] Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Bahía Blanca, Universidad Nacional del Sur, “Informe Técnico sobre Aspectos Relevantes de la Problemática del Agua en la Región de Bahía Blanca”, (2009).
- [8] Schefer, Juan C., “Los Recursos Hídricos y el Abastecimiento de Agua. Región de Bahía Blanca”, (2004).
- [9] Ministerio Obras Públicas Buenos Aires, Universidad Nacional del Sur, Comisión de Investigaciones Científica, “Síntesis. Plan Integral de Abastecimiento de Agua a Bahía Blanca, Gran Bahía Blanca y Punta Alta” (1997).
- [10] Cifuentes, O., “Vulnerabilidad en la Gestión del Servicio de Agua Potable para la ciudad de Bahía Blanca”. Tesis Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano (GADU). Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata, Argentina, (2000).
- [11] Mekorot Development and Enterprise, “Bahía Blanca Cuenca 1: Proyecto de recuperación de aguas residuales para fines industriales”. Informe Final. (2011).
- [12] Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Bahía Blanca, Aguas Bonaerense S.A., Asociación Industrias Químicas Bahía Blanca, Municipalidad de Bahía Blanca, Informe “Evaluación de reuso de los efluentes cloacales de la cuenca hídrica de Bahía Blanca con destino agrícola y/o Industrial”, (2013).
- [13] Centro de Estudios para la Preparación y Evaluación Socioeconómica de Proyectos (CEPEP), “Metodología para la Evaluación Socioeconómica de Proyectos de Construcción de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR)”, (2010).
- [14] Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Bahía Blanca - Municipalidad de Bahía Blanca, “Estudio de la dinámica espacial y temporal de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca”, (2014).



## RELACIÓN ENTRE LA DOSIS Y EL PH ÓPTIMO EN EL PROCESO DE REMOCIÓN DE FÓSFORO CON $FeCl_3$ EN MUESTRAS DE AGUA NATURAL Y SINTÉTICA CON CONCENTRACIONES DE FÓSFORO DE ORDEN AMBIENTAL

**Elisio Santiago<sup>1</sup>; Sedan Daniela<sup>2</sup>; Bressa Sergio Patricio<sup>3</sup>; Andrinolo Darío<sup>4</sup>**

<sup>1, 2, 4</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas (CONICET).  
Laboratorio de toxicología y Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU)  
Facultad de Cs. Exactas.  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 y 115, CP 1900, La Plata, Pcia. de Buenos Aires  
e-mail: santiago\_elisio@hotmail.com

<sup>3</sup> Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).  
Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería,  
Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 y 115, CP 1900, La Plata, pcia. de Buenos Aires,  
e-mail: bressa.sp@gmail.com

**Palabras clave:** Fósforo, Cloruro Férrico, Remoción, Florecimientos Cianobacterianos.

**Resumen.** *Con el fin de mitigar la eutrofización de los cuerpos de agua y los florecimientos cianobacterianos, es necesario reducir el nivel de fósforo a menos de 30-50 ppb P-PO<sub>4</sub>. Un agente de remoción de fósforo comúnmente usado es el FeCl<sub>3</sub>. Dos modelos específicos permiten explicar la remoción de fósforo ortofosfato con FeCl<sub>3</sub>: un modelo basado en precipitación de sales fosfatoférricas (pH menor a 5), y un modelo de complejación basado en la formación de precipitados de oxi-hidróxidos de hierro (pH entre 5 y 8). El objetivo de este trabajo es caracterizar la variación del pH de máxima remoción en función de la relación Fe/P en muestras de concentraciones de fósforo de orden ambiental (menores a 1 ppm). Se realizaron ensayos de remoción de tipo Jar Test con FeCl<sub>3</sub> (4,856% p/v) en soluciones de H<sub>2</sub>KPO<sub>4</sub> y muestras de agua natural, ambas con 600 ppb P-PO<sub>4</sub>. Los resultados arrojaron que el rango de pH de máxima remoción se corre a pH básico con el aumento de la relación Fe/P representando una transición fenomenológica entre los modelos propuestos. Además se definen valores guía de dosis necesarias para lograr una remoción de fósforo adecuada (92%) en cuerpos de agua natural, específicamente lagunas pampeanas.*

### 1 INTRODUCCIÓN

La eutrofización es un problema ambiental persistente caracterizado por un aumento de la carga de nutrientes en el agua. La acumulación de nutrientes y condiciones climáticas favorecedoras producen desarrollos masivos o bloom de cianobacterias, tóxicas o no

conocidos como Florecimientos Algales Nocivos (FAN) [1] las cuales impactan negativamente en la calidad del agua. Una de las principales causas de la eutrofización en los cuerpos lacustres son las actividades antropogénicas. Tal es el caso del humedal pampeano, una de las zonas de humedales más extensa en América del Sur, donde la intensa actividad agropecuaria afecta a la mayoría de las cuencas de drenaje de las lagunas y genera un incremento en la concentración de nutrientes en las mismas [2].

Diversos estudios han avanzado en determinar posibles formas de revertir la problemática de la eutrofización y los florecimientos cianobacterianos. Se ha determinado que la cantidad de algas en un cuerpo de agua depende fundamentalmente del contenido de fósforo total, y que el control de fósforo para la mitigación de florecimientos cianobacterianos puede ser efectivo si la concentración de fósforo total es menor que  $30\text{-}50 \mu\text{g l}^{-1}$  [3]. Aunque existen muchas experiencias de abordaje del problema como el control de entrada de fósforo en un limnótomo, esto no siempre es suficiente para revertir la condición eutrófica del ambiente debido a la carga de fósforo previamente existente. Los sedimentos enriquecidos con fósforo lo liberan al agua a través de un proceso denominado carga interna. Este proceso es una fuente continua de fósforo soluble, a la vez que los sedimentos constituyen un asidero de sobrecargas de fósforo que ingresan por fuentes diversas [4]. Otra alternativa implementada en lagunas y lagos es la aplicación de productos que tienen la capacidad de precipitar el fósforo soluble. Un ejemplo es el Phoslok, (<http://www.phoslock.eu/>) una arcilla enriquecida con Lantano que retiene el fosfato y retarda su liberación de los sedimentos. Sin embargo este tipo de estrategias no generan una remoción neta de fósforo, producen un impacto en el lecho del cuerpo de agua, y los sedimentos continúan siendo una fuente potencial de fósforo. Por otro lado, en las lagunas pampeanas una alta proporción del fósforo se encuentra particulado y no en forma soluble.

El Cloruro Férrico es un agente floculante tradicionalmente utilizado con el objetivo de remover fósforo. Se ha comprobado la eficacia del Cloruro Férrico en la reducción de fósforo a bajos niveles de concentración (10 a 5 ppb P- $\text{PO}_4$ ) [5]. A diferencia del Phoslock, el Cloruro Férrico es un floculante que además de remover fósforo soluble remueve fósforo particulado (fijo en materia orgánica y partículas minerales). La remoción de particulado genera, además, una reducción de turbidez que favorece los procesos de recuperación del cuerpo de agua. Es importante destacar que el Fe es una de las sustancias más abundantes en la corteza terrestre, su nivel de toxicidad es muy bajo y las condiciones de pH y temperatura necesarias para la remoción de fósforo en agua serían compatibles con las condiciones normales de pH y temperatura en los ecosistemas. El rango de pH óptimo para la remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$  coincide con el rango óptimo de clarificación de las sales de Hierro (III), pH 5 – 7 [6] [7] [8].

Para remover el fósforo total y llevarlo a concentraciones menores a 50 ppb en Lagunas Pampeanas, la remoción de fósforo soluble constituye el factor limitante. Aunque el proceso de remoción de fósforo soluble (como ortofosfato en mayor porcentaje) con  $\text{FeCl}_3$  es complejo, existen modelos propuestos para su explicación. De forma general podríamos citar un modelo basado estrictamente en equilibrios químicos [9] que parte de la hipótesis de remoción de fósforo por precipitación de sales fosfatoférricas, y por otro lado un modelo de complejación que atribuye la remoción a reacciones superficiales con los precipitados de oxi hidróxidos de hierro [10]. Este modelo además reconoce la precipitación de sales fosfatoférricas a pH menor a 5. En el modelo propuesto por Fytianos, el rango de pH para la

precipitación de  $\text{FePO}_4$  es 4.5 – 5. Los ensayos son realizados con muestras sintéticas de  $\text{H}_2\text{KPO}_4$  en agua y contrastados con muestras efluentes de aguas residuales. Smith utilizó los resultados de ensayos realizados con muestras modelo de aguas residuales preparadas con agua de la canilla y  $\text{H}_2\text{KPO}_4$ , y aguas residuales reales. Ambos autores utilizaron metodologías similares para los ensayos batch, reproducidas en este trabajo.

Al igual que los estudios de Fytianos y Smith, otros autores analizan tendencias en sistemas reales de aplicación, medios complejos con una alta capacidad buffer, o utilizando soluciones buffer para no incurrir en variaciones de pH difíciles de controlar, y consideraciones conceptuales respecto de cuál es el pH de remoción. Sin embargo estas metodologías implican afectar el medio iónico donde ocurre el proceso de remoción, dificultando la atribución de resultados a procesos específicos. Uno de los principales motivos de esta observación es que es comprobado que simples aniones inorgánicos presentes en aguas naturales, tales como  $\text{PO}_4$  o  $\text{SO}_4$ , alteran el camino de hidrólisis del Hierro (III) [11], [12], [13]. Por otro lado es sabido que el proceso de floculación, que posibilita la eficiente separación de los precipitados, depende de las cargas superficiales de las partículas y la misma es afectada por el medio iónico.

Dada esta complejidad, y en el marco de un desarrollo para su aplicación en cuerpos de agua natural, los estudios deben conducir a un control y conocimiento del proceso de remoción de forma tal de lograr un control certero de las variables más relevantes del proceso de remoción de fósforo y así reducir al mínimo las posibilidades de generar un impacto no deseado en el ambiente. La remoción de fósforo en concentraciones ambientales utilizando cloruro férrico es un proceso complejo cuya fenomenología depende principalmente del pH y la relación Fe/P. Por lo tanto el objetivo del presente trabajo es caracterizar la variación del rango de pH de máxima remoción en función de la relación Fe/P en muestras de concentraciones de fósforo de orden ambiental (menores a 1 ppm) identificando la ocurrencia de los mecanismos de remoción propuestos. Trabajamos con muestras sintéticas (soluciones de  $\text{H}_2\text{KPO}_4$  en agua destilada) y con muestras de agua de la laguna Los Patos del municipio de Ensenada, laguna con características propias de una laguna pampeana eutrofizada (datos de monitoreo del Programa Ambiental de Extensión Universitaria, Facultad de Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata, datos no publicados). En base a los antecedentes descritos nuestra hipótesis es que los dos procesos de remoción, precipitación química de sales fosfatoférricas y precipitación de oxihidróxidos de hierro se manifiestan competitivamente con tendencias distintas respecto de la dosis de Fe y el pH.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### Ensayos con soluciones 600 ppb P- $\text{PO}_4$ :

Se trabajó con 50 ml de solución 600 ppb P- $\text{PO}_4$  ( $\text{H}_2\text{KPO}_4$  en agua destilada). La concentración usada es del orden de la máxima concentración de fósforo encontrada en el monitoreo realizado en la Laguna de Los Patos. Sobre el sistema, en condiciones de agitación turbulenta (agitadores magnéticos Velp Científica con controlador de temperatura y velocidad de agitación) se agregaron cantidades adecuadas de una solución de Cloruro Férrico 4.78% P/V para obtener las siguientes relaciones Fe/P: 1, 1.5, 2.5, 5,7.5 y 19. Dado que las

soluciones sintéticas con las que trabajamos presentan una baja capacidad amortiguadora de pH se fijó un pH inicial básico respecto del pH final, este último considerado como pH de reacción. Para fijar el pH se usó una solución de NaOH 1M.

Los ensayos se extendieron durante 50 min manteniendo la agitación turbulenta. Una vez finalizado se procedió a separar el precipitado por centrifugación, colectando el sobrenadante para determinación de fósforo ortofosfato por espectrofotometría [14].

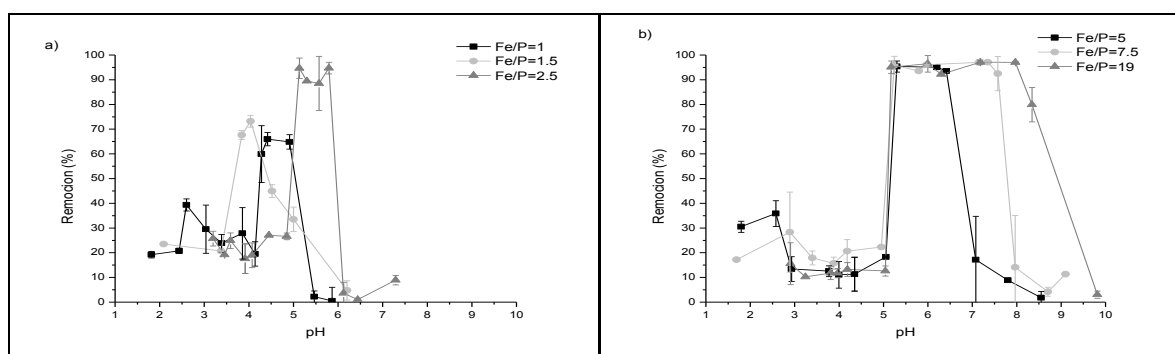
### Ensayos con muestras de agua de laguna 600 ppb P-PO<sub>4</sub>:

La metodología utilizada es equivalente a la correspondiente a los ensayos con muestra de agua sintética. La concentración de fósforo soluble se ajustó a 600 ppb con una solución madre de H<sub>2</sub>KPO<sub>4</sub> 100 ppm P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>. La capacidad de amortiguación de pH del medio en general implica una menor corrección del pH inicial con NaOH 1M.

## 3 RESULTADOS

### Ensayos con soluciones sintéticas 600 ppb P-PO<sub>4</sub>.

En la Figura 1 se muestran los resultados de remoción de ortofosfato con cloruro férrico. La concentración de fósforo inicial es en todos los casos de 600 ppb P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>.



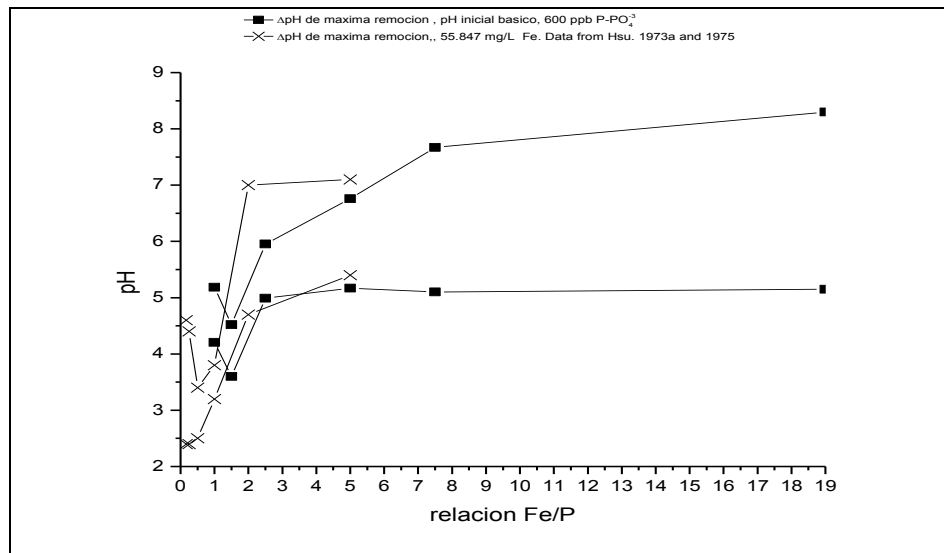
**Figura 1:** remoción de fosfato vs pH. 600 ppb P-PO<sub>4</sub> de concentración inicial, pH variable (2 -10). Relaciones Fe/P = 1, 1.5, 2.5 (**1a**) y Fe/P = 5, 7.5, 19 (**1b**). Estos resultados corresponden a ensayos iniciados a pH básico, considerando el pH final como el pH de remoción.

En la Figura 1 a y b se observa que el pH de máxima remoción se corre hacia pH básico en la medida que la dosis de Fe aumenta. Para relaciones Fe/P =1 y 1.5 el rango de pH de máxima remoción es menor a 5 y alcanza remociones de 66% ± 3 y 73% ± 2 respectivamente. Además, a relaciones bajas de Fe/P (1, 1.5 y 2.5) se observa que pequeñas variaciones de la dosis de Fe el rango de pH de máxima remoción cambia considerablemente 3.8-4.2 y 4.2-5.0 (Fe/P 1.5 y 1) y 5.13-5.8 (Fe/P 2.5).

A relaciones Fe/P mayores e iguales a 2.5 el máximo de remoción comienza a pH 5 y se extiende en forma de escalón a pH básico alcanzando remociones que superan el 90% de remoción (90 % ± 5, 95% ± 1, 95% ± 2, 96% ± 2). A su vez se evidencia que en la medida que aumenta la relación Fe/P, a partir de 2.5, el óptimo se amplía a valores básicos de pH

variando entre 5.13-5.8 para  $Fe/P = 2.5$  hasta 5.2 - 8.1 para relación  $Fe/P = 19$ .

Por otro lado se observa que todas las curvas de la Figura 1 presentan a pH ácido respecto de la remoción máxima una remoción basal por encima del 10 % (entre 20% y 30% para los ensayos a relación  $Fe/P$  1, 1.5 y 2.5) no superando el 50% de remoción, sin embargo a pH básico respecto del rango de pH de máxima remoción, el pH cae a porcentajes de remoción menores al 15 %, (entre 0% y 10% para los ensayos a relación  $Fe/P$  1, 1.5 y 2.5) y en muchos casos la remoción es nula.



**Figura 2:** cotas de pH mínima y máxima del rango de pH de máxima remoción de fosfato vs relación Fe/P, para concentración inicial de fósforo 600 ppb  $P-PO_4^{3-}$ , y para concentración de Fe 55.85 mg/L M [15] [16].

En la Figura 2 se muestra la variación del rango de pH de máxima remoción con la relación Fe/P. Se observa que los resultados obtenidos en nuestro trabajo verifican una tendencia similar que los resultados de bibliografía que se muestran en la Figura 2 ( $Fe/P$  de 0.17 a 5, para una dosis de Fe constante de 55.85 mg/L y concentraciones iniciales de fósforo entre 6.2 ppm y 185.5 ppm). Se puede ver que en ambos casos el rango de pH de máxima remoción se desplaza a pH básico en la medida que aumenta la relación Fe/P y coincide la tendencia de retracción de pH hacia pH ácido que en nuestro caso se obtiene a una relación  $Fe/P = 1.5$  y para los datos citados para  $Fe/P = 0.5$  y 1. Cabe destacar que las concentraciones de fósforo inicial como de Fe utilizadas en nuestro trabajo son mucho más bajas que las usadas por los autores del trabajo citado, y por otro lado en nuestro trabajo la concentración de fósforo inicial es constante, mientras que en el trabajo citado la concentración de hierro permanece constante.

En la figura 2 además se puede observar como cambia la pendiente de la cota superior de pH de máxima remoción con el aumento de la dosis a partir de relaciones  $Fe/P$  2.5. Se observa que la pendiente es más pronunciada entre  $Fe/P$  2.5 y 7.5, cayendo a la mitad a partir de 7.5.

**Ensayos con muestras de agua de laguna.**

Muestras	pH	DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	P total (µg/L)	P soluble (µg/L)	%P soluble	Dosis mínima (mg Fe/L) P sol inicial 600 ppb		
						pH: 5-5.5	pH 6-6.5	pH 7.5-8
1	6.1	132.8 ± 14.6	417,5 ± 57,5	168,1 ± 15,5	40.3	10.82 (Fe/P=10)	-	20.55 (Fe/P=19)
2	7.1	1130 ± 67.7	365.3 ± 31.4	83.1 ± 11.2	22.7	20.55 (Fe/P=19)	-	30.83 (Fe/P=28.5)
3	7.4	101.7 ± 12.6	288,7 ± 4,0	94,2 ± 30,0	32.6	10.82 (Fe/P=10)	14.5 (Fe/P=13.4)	25.687 (Fe/P=23.7)
Muestras sintéticas						2.7 (Fe/P=2.5)	5.4 (Fe/P=5)	20.55 (Fe/P=19)

**Tabla 1:** remoción (%) vs dosis de Fe en muestras de agua de Laguna, con agregado de H<sub>2</sub>KPO<sub>4</sub> hasta concentración inicial de fósforo 600 ppb P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>.

En la Tabla 1 se observa los resultados de ensayos de determinación de dosis mínima para lograr una remoción superior al 92% en muestras de agua natural. Ese porcentaje de remoción asegura una concentración de fósforo final menor a 50 ppb P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>. Además se vuelcan algunas características de las muestras que consideramos importantes señalar.

Resulta importante aclarar que el valor correspondiente a la dosis mínima a pH entre 7.5 y 8 en muestras de agua sintética, de acuerdo a los resultados de la figura 1, solo permite asegurar que la dosis mínima es mayor a una relación Fe/P = 7.5 y menor o igual a Fe/P=19. En cambio en el resultados de dosis mínima a pH entre 7.5 y 8 para la muestra 1 de laguna se puede asegurar es mayor a Fe/P = 14.5 y menor o igual a Fe/P=19. Con lo cual es altamente probable que la dosis mínima en cuestión para la muestra de agua sintética sea menor.

En todos los casos, exceptuando la indeterminación del caso aclarado anteriormente, las dosis mínimas necesarias en muestras de agua de laguna son superiores a las resultantes para aguas sintéticas. Comparando los resultados obtenidos para las muestras 1, 2 y 3, y relacionándolos con las variables características medidas, podría asociarse los altos valores de la dosis mínima de la muestra 2 respecto de las muestras 1 y 3 a la alta demanda química de oxígeno (DQO) de la muestra 2. La diferencia de la DQO entre las muestras 1, 3 y por otro lado la 2 es de un orden de magnitud.

A pH ácido la dosis mayor necesaria para lograr una remoción igual o superior al 92% varía entre 10.82 mgFe/L y 20.55 mgFe/L, entre 4 y 7 veces superior a la obtenida para muestras de agua sintética. Para pH básico las mismas resultaron entre 20.55 mgFe/L y 30.83 mgFe/L, entre 3 y 4 veces superior a la obtenida para muestras de agua sintética si consideramos, de acuerdo a la aclaración inicial, que la dosis mínima para la muestra de agua sintética a pH entre 7.5 y 8 es cercana al 8.11 mgFe/L (Fe/P 7.5). Si en cambio consideramos que la dosis mínima es próxima a 20.55 mgFe/L (Fe/P 19) el incremento va de 0 a 0.5 veces.

#### 4 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Cabe destacar inicialmente que el método de separación por centrifugación discriminaría la separación de precipitados de tamaños no decantables/centrifugables, ya que resultaría imposible removerlos en un sistema tecnológico a escala real mediante las separaciones



primarias clásicas, sedimentación o filtración. No obstante restaría constatar si el método de separación modifica considerablemente los resultados de remoción en las zonas donde la coagulación/floculación no ocurre.

En la Figura 1 se observa que a partir de una dosis mayor a 2.5, las curvas tienen una forma característica de escalón que se inicia a pH 5 y cae a pH variable según la dosis. Esta forma característica se corresponde con los rangos óptimos de pH publicados [6] [7] [8], asociados al proceso de floculación de las sales de Hierro(III) y la remoción de  $\text{PO}_4^{3-}$  aunque se demuestra que este rango es variable, aumenta hacia pH básico con la dosis, tanto para muestras sintéticas como para muestras de agua de laguna (Tabla 1).

Respecto al rango de precipitación de sales fosfatoférricas publicado por Ftyanos, entre pH 4.5 y 5, se verifica que es similar al rango obtenido a relación Fe/P 1. Asumiendo que las conclusiones de Ftyanos son correctas, la variación del rango de pH de máxima remoción con el cambio de la dosis de Fe involucraría asumir la ocurrencia de otros mecanismos, asociados al exceso de Fe y las reacciones de hidrólisis correspondientes. El exceso de hierro respecto del fósforo, creciente a dosis superiores, se hidroliza formando precipitados oxi-hidróxidos de hierro los cuales se favorecen a pH más básicos y a relaciones  $\text{OH}^-/\text{PO}_4^{3-}$  superiores. Estos precipitados forman coágulos y flóculos fácilmente decantables. Por lo tanto los mecanismos de remoción asociados a estas curvas, a pH superior a 5 y con excesos de Fe, estarían gobernados por estos procesos que se sustentan en la hidrólisis de las sales férricas.

Sin embargo, si observamos las remociones a pH menor y mayor al rango de pH de máxima remoción, a las que denominaremos remociones basales, existe una diferencia entre las remociones basales a pH ácido y básico.

Para las curvas a relaciones Fe/P menores e iguales a 2.5, como se observa en la Figura 1a, la remoción basal a pH ácido se encuentra entre el 20% y 30 % mientras que a pH básico del rango óptimo, la remoción basal está entre 0% y 10%, estando la mayoría de los puntos por debajo del 5%. Para los ensayos a relaciones Fe/P mayores e iguales a 5, la remoción basal a pH ácido se encuentra entre el 10% y 20 %, con gran cantidad de puntos entre un 10% y un 15 %, mientras que a pH básico del rango óptimo, la remoción basal está entre 0% y 20%.

Esto evidencia que dentro del rango óptimo de pH puede existir una transición mecanística en el proceso de remoción de fosfato. A pH cercano a 5, se podría asumir, para todas las curvas, que entre un 10% y 30% de la remoción correspondería a los procesos de precipitación de sales fosfatoférricas, porcentaje que aumenta para relaciones Fe/P menores (Figura 1a). En cambio a pH básico, donde la remoción estaría gobernada en su totalidad por los procesos de coagulación floculación de hidróxidos de hierro y reacciones superficiales este porcentaje es mucho menor, lo cual evidenciaría que es menos probable que coexistan dos mecanismos de remoción sino que la remoción de fósforo se produciría si y solo si se produce el proceso de coagulación floculación. Creemos que este aporte dependería a su vez del recorrido de pH al cual transcurre la reacción, y por lo tanto del pH inicial.

Esto podría explicar a su vez las diferencias entre la remoción basal a pH ácido encontrada entre las curvas a relaciones Fe/P bajas (figura 1a) y relaciones Fe/P altas (figura 1b). La caída de pH producida por el Fe implica un proceso de oxidrilación y formación de distintas especies, muchas de ellas coloidales y polinucleares [16] [17], que al alcanzar el pH de precipitación de sales fosfatoférricas no se encontrarían disponibles para la reacción con los

aniones fosfato, reduciendo entonces los porcentajes de remoción. En la medida que las dosis de Fe aumentan, para un pH final de remoción constante, el pH inicial debe ser más básico, con lo cual la caída de pH implicaría la generación de especies de hierro propias del proceso de coagulación floculación que se da a pH básico no disponibles para precipitar con el fosfato. Otro factor relevante es la concentración de hierro que en la medida que aumenta favorece la formación de dichas especies polinucleares [18].

La formación de especies poliméricas de Fe en el proceso de oxidrilación, a pH entre 1 y 3, dependiendo de la concentración de la solución, no se revierte con la caída de pH [19]. Podríamos suponer que algo similar sucede con las especies oxihidriladas formadas en el transcurso de la caída de pH para ensayos iniciados a pH básicos. Dichas especies formadas no se disociarían con la caída de pH. Algunos autores, realizando hidrólisis previas del Fe con la consecuente formación de precipitados de Fe sin presencia de fósforo, demuestran una menor capacidad de remoción de fósforo de estos oxi-hidróxidos de Fe [20].

El corrimiento del rango de pH óptimo de remoción en función de la relación Fe/P mostrado en la Figura 2, se corresponde con la tendencia de los datos volcados y citados en la misma figura. También hay diversos estudios que corroboraron que a relación Fe/P 1 se logra una remoción cercana al 65% para un rango de pH entre 4 y 5. Por otro lado a partir de la figura 2 se desprende que la caída de la pendiente de la cota superior de pH de máxima remoción con el aumento de la dosis a partir de relaciones significa que a partir de una relación Fe/P 7.5 la remoción de fósforo comienza depender en menor medida de la relación Fe/P.

En las Figura 1 y 2 se muestra cómo con el incremento de la relación Fe/P por encima de 1 comienza a darse un quiebre en la fenomenología expresada por la retracción del rango de pH de máxima remoción hacia pH ácido (Fe/P 1.5). A partir de este punto el proceso comenzaría a estar gobernado por el exceso de Fe, los precipitados de oxi-hidróxidos de hierro y la formación de especies polinucleares que precipitan a pH superiores a 5 a partir de relaciones cercanas a 2.5.

En los resultados complementarios citados que se vuelcan en la figura 2, este cambio se verifica a relaciones Fe/P entre 0.5 y 1. Esta tendencia de quiebre en el comportamiento se podría interpretar como un proceso de repliegue a pH ácido del rango óptimo de precipitación de sales fosfatoférricas con un leve incremento en los porcentajes de remoción (consecuente con el incremento de la dosis de Fe y el desplazamiento de la reacción).

A relaciones mayores comenzaría una disminución en la formación de especies fosfatoférricas precipitadas debido al proceso transicional hacia especies de Fe polinucleares propiciadas por el aumento de la concentración de Fe en exceso. El quiebre observado en el rango de pH a relación Fe/P=1.5 en la tendencia mostrada en la figura 2, se podría explicar entendiendo que la especiación del Fe y el proceso de polimerización se favorece además con el aumento de pH, y por lo tanto el proceso de precipitación de sales fosfatoférricas limitaría su ocurrencia a pH más ácido, donde todavía el incremento de la concentración de Fe no afecta la especiación del Fe disponible para la precipitación con el fosfato.

Los resultados obtenidos con muestras de agua natural, reproducen la tendencia de incremento de la dosis de Fe con el aumento del pH en el rango de clarificación de las sales de hierro (entre 5 y 8).

Considerando la complejidad iónica de las muestras es imposible asociar resultados a

reacciones específicas, menos aún a pH donde se favorece la precipitación de oxihidróxidos de hierro, y la multiplicidad de especies que estos procesos de coagulación floculación implican.

Para el análisis evaluamos las diferencias entre las dosis mínimas necesarias para lograr una remoción adecuada con muestras de agua sintética frente a las determinadas para muestras de agua natural. Estas diferencias las asociamos a la complejidad del medio. Considerando esto podemos determinar que a pH ácido, entre 5 y 5.5, la dosis mínima depende en mayor medida de la composición de la muestra, significando para nuestra caracterización acotada, que variables como la DQO podrían ser uno de los factores determinantes de dicha dosis como se observa comparando los resultados entre la muestra 2 frente a la 1 y 3 (Tabla 1). A pH cercano a 5, donde la precipitación de sales fosfatoférricas representaría un porcentaje significativo de la remoción de fósforo, la sobredosis de Fe necesaria para obtener una remoción de fósforo adecuada es alta (entre 4 y 7 veces la dosis mínima para muestras sintéticas), lo cual indicaría que la ocurrencia de la reacción de precipitación de sales fosfatoférricas estaría comprometida a las múltiples reacciones que involucran al Fe con otros aniones cuyas concentraciones a ese pH serían relevantes respecto de la concentración de OH<sup>-</sup>.

Hay estudios que dan cuenta de la incidencia del SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, pero nosotros consideramos que serían muchas más las especies que alteran los procesos de hidrólisis del hierro, hipótesis que se reafirma asociando el incremento de la dosis a la DQO donde el SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> no se encuentra contemplado. Sin embargo, estas diferencias respecto de los ensayos con muestras de agua sintéticas no son tan pronunciadas a pH básico, lo cual tiene que ver con que el proceso estaría controlado por la alta concentración de oxhidrilos. Por lo tanto los procesos de coagulación floculación, menos selectivos y múltiples, no se verían tan afectados por la complejidad del medio.

## CONCLUSIÓN

En términos prácticos los resultados permiten definir valores guía de dosis necesarias para lograr una remoción de fósforo adecuada para un proceso de remediación de un cuerpo de agua natural, específicamente lagunas pampeanas.

De los mismos se pueden definir dosis mínimas posibles para el procesamiento de un agua natural con un pH en el rango entre 5 y 8, la cual depende del pH y la concentración de fósforo inicial. Considerando que en las lagunas pampeanas la concentración de fósforo total varía entre los 25 ppb – 1250 ppb con una media de 433 ppb de un total de 23 lagunas [21], y si además sumamos el monitoreo realizado en este trabajo, se desprende que las dosis mínimas obtenidas en este trabajo podrían considerarse como valores de referencia para el tratamiento remediativo de las lagunas pampeanas con FeCl<sub>3</sub>.

Se corrobora que se requieren relaciones Fe/P superiores a 2.5 para bajar la concentración de fósforo por debajo de los 50 ppb P-PO<sub>4</sub>, y que de acuerdo a las curvas obtenidas, la precipitación de sales fosfatoférricas (pH menor a 5) logra los mayores porcentajes de remoción (cerca al 70%) a relaciones Fe/P bajas, menores a 2.5. Se propone que a relaciones Fe/P iguales o superiores a 2.5 el proceso de remoción de fósforo estaría gobernado

por la precipitación de oxihidróxidos de hierro y los procesos de coagulación/floculación asociados a pH mayor a 5, pudiendo atribuirse un aporte de entre el 10% y 30% de la remoción a la precipitación de sales fosfatoférricas a pH cercano a 5. Este porcentaje, que representa la medida de ocurrencia de la precipitación química de sales fosfatoférricas, caería con el aumento de pH hasta llegar a un proceso casi totalmente gobernado por la precipitación de oxihidróxidos de hierro y reacciones superficiales propuesto por Smith [10]. Las variables fundamentales que gobierna la remoción de fósforo ortofosfato con cloruro férrico son el pH y la dosis de Fe. La relación Fe/P a relaciones superiores a 2.5 empieza a tener gradualmente menor relevancia en la medida que aumenta el exceso de Fe y la complejidad del medio, a consecuencia de que la fenomenología del proceso de remoción comienza a estar gobernada por los procesos asociados a la hidrólisis del hierro a pH mayor a 5, y que diversas especies limitarían competitivamente la precipitación de sales fosfatoférricas.

## REFERENCIAS

- [1] O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J. "The Rise of Harmful Cyanobacteria Blooms (CHABs): Role of Eutrophication and Climate Change in Freshwater, Estuarine and Marine Ecosystems", *Harmful Algae*. Vol. 14, pp 313-334, (2012).
- [2] Quiróz R. *La ecología de las Lagunas Pampeanas*. Investigación y Ciencia, (2005).
- [3] Cooke G.D., Welch, E.B., Peterson S.A and Newroth P.R. (Eds), *Restoration and Management of Lakes and reservoirs*. Second edition, Lewis Publishers, CRC Press Inc., Boca Raton, Fla., (1993).
- [4] Carpenter S. R., Ludwig D. and Brock W. A. "Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change", *Ecological Applications*. Vol 9, pp. 751-771, (1999).
- [5] Szabo' A. , Taka'cs I., Murthy S., Daigger G. T., Licsko' I., Smith S. "Significance of Design and Operational Variables in Chemical Phosphorus Removal", *Water Environment Research*. Vol. 80(5), pp. 407-416, (2008).
- [6] Vilgé-Ritter A., Rose J., Masion A., Bottero J-Y., Lainé J-M., "Chemistry and structure of aggregates formed with Fe salts and natural organic matter", *Colloids Surf*. Vol. 147, pp. 297-308, (1999).
- [7] Lefebvre E, Legube B., "Iron (III) coagulation of humic substances extracted from surface waters: effect of pH and humic substances concentration", *Water Res*. Vol. 24(5), pp. 591-606, (1990).
- [8] Randtke SJ. "Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations", *J. Am. Water Works Assoc*. Vol. 80, pp. 40-56, (1988).
- [9] Fytianos K. A, Voudrias E., N. Raikos. "Modelling of phosphorus removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron", *Environmental Pollution*. Vol. 101, pp. 123 -130, (1997).
- [10] Smith, S.; Taka'cs, I.; Murthy, S.; Daigger, G.; Szabo' , A. "Phosphate Complexation Model and its Implications for Chemical Phosphorus Removal", *Water*

*Environment Research*. Vol. 80(5), pp. 428-438, (2008).

[11] Hsu P. H. "Appearance and stability of hydrolyzed  $\text{Fe}(\text{ClO}_4)_3$  solutions", *Clays Clay Miner.* Vol. 21, pp. 267-277, (1973b).

[12] Rose J, Flank A-M, Masion A, Bottero J-Y, Elmerich P. "Nucleation and growth mechanisms of Fe oxyhydroxide in the presence of  $\text{PO}_4$  ions 2, P K-edge EXAFS study", *Langmuir*. Vol. 13, pp. 1827-34, (1997).

[13] Parker DR, Bertsch PM. "Formation of the  $\{\text{Al}_{13}\text{c}$  Tridecameric polycation under diverse synthesis conditions", *Environ Sci. Technol.* Vol. 26, pp. 914-21, (1992).

[14] *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition, American Water Works Association, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, (1998)

[15] Hsu P. H. "Precipitation of phosphate from solution using aluminum salt", *Water Res.* Vol. 9, pp. 1155-1161, (1975).

[16] Bottero J-Y, Manceau A, Villieras F, Tchoubar D. "Structure and mechanisms of formation of  $\text{FeOOH}(\text{Cl})$  polymers", *Langmuir*. 10:316-9, (1994).

[17] Tchoubar D, Bottero JY, Quienne P, Arnaud M. "Partial hydrolysis of ferric chloride salt. Structural investigation by photon-correlation spectroscopy and small angle X-ray scattering", *Langmuir*. Vol. 7, pp. 398-402 (1991).

[18] El Samrani A.G., Lartiges B.S., Montargés-Pelletier E., Kazpard V., Barrés O., Ghanbaja J. "Clarification of municipal sewage with ferric chloride: the nature of coagulant species", *Water Research*. Vol. 38, pp. 756-768, (2003).

[19] Dousma J., De Bruyn P. L. "Hydrolysis-Precipitation Studies of Iron Solutions I. Model for Hydrolysis and Precipitation from  $\text{Fe}(\text{III})$  Nitrate Solutions", *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 56(3), pp. 527-539, (1976).

[20] Thistleton J., Berry T. A., Pearce P., Parsons S. A. "Mechanisms of chemical phosphorus removal II Iron (III) Salts", *Institution of Chemical Engineers, Trans IChemE*, Vol 80(Part B), pp. 974-980, (2002).

[21] Quirós, R.; CRM. Baigún; S. Cuch; R Delfino; A de Nichilo et al. 1988. *Evaluación del rendimiento pesquero potencial de la República Argentina: I. Datos I*. Informe Técnico No 7, Depto. de Aguas Continentales, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. Mar del Plata, Argentina. Pp. 55, (1988).



**TERCERA PARTE**  
**RESÚMENES DEL**  
**V CONGRESO PROIMCA**

**2015**



**UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL**

**Allende, Puliafito, Panigatti Editores**



## MEDICIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS FUENTES DE $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ Y $PM_1$ EN LAS ÁREAS URBANAS Y SUBURBANAS DEL GRAN MENDOZA Y GRAN SAN JUAN

Allende, David G.<sup>1</sup>, Pascual Flores, Romina M.<sup>1</sup>, Ruggeri, María F.<sup>1</sup>, Roca Gabriela<sup>1</sup>, Puliafito Salvador E.<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente (GEAA)  
Facultad Regional Mendoza – Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, (M5502AJE)  
Mendoza, Argentina. Tel: 54 261 5243003  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar

**Resumen.** Debido a los efectos negativos en la salud humana, asociados a las altas concentraciones de material particulado fino, este estudio presenta los resultados de una campaña de monitoreo de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  y  $PM_1$  en diferentes áreas del Gran Mendoza y Gran San Juan. El mismo, fue enfocado a analizar concentraciones en las áreas urbanas y suburbanas para detectar las fuentes de emisión, como así patrones diarios y horarios.

En tal sentido, mediante un espectrómetro laser de aerosoles GRIMM 107, se monitorearon distribuciones de tamaño de material particulado en esos rangos, en ocho sitios de monitoreo, en diferentes áreas de las provincias mencionadas.

La concentración de partículas medida en el Gran Mendoza estuvo fuertemente asociada a las actividades urbanas y también a la meteorología. Tal como sería esperable, en las zonas céntricas y residenciales las concentraciones de material particulado están influenciadas por la actividad vehicular. En zonas más cercanas al Piedemonte la recirculación de aerosoles en conjunto y posibles episodios de quema de RSU son probablemente responsables de las altas concentraciones medidas, especialmente en horas nocturnas.

Para el caso del Gran San Juan, la concentración de partículas medida pudo asociarse a fuentes urbanas durante la mayor parte de los períodos de monitoreo, aunque claramente se evidenciaron períodos de contribuciones por erosión y posibles fuentes de combustión tanto en áreas urbanas como suburbanas.

**Palabras Clave:** monitoreo de calidad de aire, aerosoles atmosféricos, emisiones vehiculares, emisiones fugitivas.



## HERRAMIENTA DE GESTIÓN: MONITOREO PERIMETRAL EN TIEMPO REAL DE EMISIONES INDUSTRIALES DE VCM (CASO: POLO PETROQUÍMICO BAHÍA BLANCA)

Arranz, Gonzalo<sup>1</sup>; Pereyra, Marcelo<sup>2</sup>; Cifuentes, Olga<sup>3</sup>

1: Municipalidad Bahía Blanca, Comité Técnico Ejecutivo; E-mail: cte.guardia5@bb.mun.gba.gov.ar

2: INQUISUR (UNS-CONICET); E-mail: mpereyra@criba.edu.ar

3: UTN - Facultad Regional Bahía Blanca; E-mail: ocifuentes@speedy.com.ar

**Resumen.** *El presente trabajo tiene por objetivo evaluar la aplicabilidad de una herramienta de gestión para el control de la calidad del aire, utilizada para el monitoreo en tiempo real de las plantas industriales productoras de policloruro de vinilo (PVC) y cloruro de vinilo monómero (VCM), que generan emisiones gaseosas de VCM. El universo de estudio comprende la cuenca atmosférica del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Ingeniero White (Partido de Bahía Blanca, Argentina) y su área de influencia directa, evaluando registros de emisiones de VCM del período 2004-2010.*

*Para demostrar el objetivo se recurre a la elaboración de un marco teórico actualizado sobre VCM, así como a la búsqueda de legislación internacional, nacional y local respecto de este compuesto, que es considerado cancerígeno por la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer y está incluido como residuo especial en la Ley N° 11720 de la Provincia de Buenos Aires. Se delimita el área en la que se inscribe la problemática y los actores involucrados en la gestión; se presenta el Programa de Monitoreo de VCM, los resultados de dichos monitoreos y los indicadores que surgen para el caso de estudio.*

*La evaluación de los resultados de VCM y el análisis de las causas de los valores detectados, demuestran que el programa de monitoreo diseñado permite no solo detectar y cuantificar valores de concentración de VCM, adjudicados a variaciones operativas programadas en el funcionamiento de las plantas industriales que generan emisiones gaseosas de este compuesto, sino que ha permitido detectar variaciones operativas imprevistas (como paradas de planta no programadas, accidentes industriales, etc.). En particular, este tipo de monitoreo, ha podido detectar e identificar, que la principal causa de emisiones adjudicadas a eventos, es la falla en el sistema de tratamiento de emisiones de VCM (horno incinerador)*

**Palabras clave:** cloruro de vinilo monómero (VCM), monitoreo emisiones gaseosas, herramientas de gestión, Polo Petroquímico de Bahía Blanca.





## CALIDAD DE LAS AGUAS DE LLUVIA EN LA REGION DEL GRAN LA PLATA

Arrieta, Nora<sup>1,2</sup>; Bazán, José M<sup>1</sup>; Sachetto, Victor<sup>1</sup>; Reyna Almandos, Jorge<sup>1,2,3</sup>

1: Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional La Plata

2: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

3: Centro de Investigaciones Ópticas (CONICET- CIC)

**Resumen.** *En el área SE del Gran La Plata, se encuentran grandes industrias, incluyendo a una de las refinerías de petróleo más importante de Suramérica. La emisión de sustancias gaseosas y particuladas provocan contaminación atmosférica, cuyo alcance viene estudiándose en ámbitos académicos desde hace varios años, entre ellos en la Facultad Regional La Plata de la UTN. En nuestro grupo se está realizando el monitoreo de la calidad de las aguas de lluvia de dicha área, para estudiar la concentración de ciertos parámetros y su relación con las emisiones industriales, y su posible correlación con resultados obtenidos en las mediciones de dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, encarados con anterioridad. Se tomaron muestras con pluviómetros ubicados en dos puntos en el área de influencia de las industrias durante el evento de lluvia, determinándose rápidamente en laboratorio pH y conductividad. El resto de la muestra se mantuvo en recipiente de vidrio perfectamente cerrado y en refrigeración a 4/6 °C para la realización de otros análisis entre ellos estudios mediante cromatografía iónica (HPLC). Los resultados obtenidos muestran en principio la inexistencia en el área de lluvia acida, ya que no se observan valores por debajo de pH 5, obteniéndose una mediana de 6,7 upH. Estos estudios continúan, con una mayor cantidad de puntos de muestreo y un análisis más exhaustivo en las muestras tomadas.*

**Palabras clave:** Calidad, Agua de Lluvia, Contaminación, pH.



## EVALUACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS Y SUS POTENCIALES EFECTOS FRENTE A EVENTUALES EMERGENCIAS QUÍMICAS EN ESCENARIOS URBANOS DE LA PLATA, BERISSO Y ENSENADA. ETAPA 1.

**Balbi, Karina<sup>1</sup>; Sanchez, Erica Y.<sup>1\*</sup>; Orte, Marcos A.<sup>1</sup>, Colman Lerner, Jorge E.<sup>2</sup>;  
Porta, Atilio A.<sup>1</sup>**

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas -Universidad Nacional de La Plata 47 y 115  
e-mail: karuslab@yahoo.com, {yaninasanch, aporta}@quimica.unlp.edu.ar ,  
ortemarcos1@gmail.com

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA)  
Facultad de Ciencias Exactas- Universidad Nacional de La Plata Calle 47 N° 257  
e-mail: jecolman@quimica.unlp.edu.ar, web: <http://cindeca.quimica.unlp.edu.ar/>

**Resumen.** *Frente a los tiempos que corren, en el marco de ciudades superpobladas, importante actividad industrial, comunidades consumistas y normas que buscan alcanzar la armonía entre el ambiente, la economía y la sociedad, vivimos expuestos a situaciones de riesgo que ameritan ser estudiadas a modo de reducir el factor sorpresa y dar herramientas a los decisores para actuar frente a tales amenazas. Una respuesta eficiente frente a una emergencia requiere de una preparación previa en el análisis de los riesgos. En este trabajo, y como un primer nivel de análisis (Etapa 1), se aplica el software ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) para estudiar potenciales emisiones gaseosas y su impacto en el Gran La Plata, a fin de sumar conocimientos en la etapa de preparación frente a emergencias químicas, contribuyendo así en la elaboración de planes de respuesta. Esta propuesta plantea utilizar información disponible, a un costo razonable para la toma de decisiones en el marco de la protección de la salud humana. Para tal fin se realizó una exploración de eventos anteriores, caracterización de las industrias regionales y principales sustancias químicas involucradas en los procesos. Se relevaron también, las características topográficas y meteorológicas regionales. En función de la información copilada, se aplicaron criterios de selección para estudiar escenarios potenciales de emisión con ALOHA. Como resultado, se obtuvo una serie de mapas regionales de afectación frente a potenciales escapes de amoníaco en frigoríficos. En los mismos, quedan claramente definidas las zonas de impacto que deberán ser delimitadas, y evacuadas si la pluma alcanza a la población, en función del grado de afectación. Para los escenarios donde la población no fue alcanzada por la pluma, los resultados constituyen una herramienta para establecer límites de referencia en lo que a planificación territorial del municipio respecta.*

**Palabras clave:** Incidente Químico, ALOHA, escenarios urbanos, Gran La Plata, etapa de preparación.



## DIAGNÓSTICO DE LA SUSTENTABILIDAD EN LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA

**Bambill, Eduardo<sup>1\*</sup>; Montero, Cecilia<sup>1</sup>; Amado, Laura<sup>1</sup>; Bukosky, Mariela<sup>1</sup>; Lucero, Noelia<sup>1</sup>; Scarafoni, Martina<sup>1</sup>.**

1: Departamento de Ingeniería Civil  
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de abril 461, Bahía Blanca - Buenos Aires - Argentina  
e-mail: ebambill@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *El principal objetivo de este proyecto lo constituye la elaboración de un diagnóstico de sustentabilidad que plasme un balance de la ciudad de Bahía Blanca, con sus amenazas y puntos débiles, con sus fortalezas y oportunidades, conformándose así como un instrumento útil, que posibilitará la formulación de políticas, proyectos y actuaciones a nivel local.*

*Este diagnóstico resultará de un pormenorizado estudio técnico que habrá de abarcar los aspectos que conforman la vida cotidiana de la ciudad, participando un extenso equipo técnico, y en el que tendrán también un papel fundamental las aportaciones realizadas por sectores representativos de la ciudad, que a través del proceso de colaboración mostrarán su percepción de la situación ambiental, social y económica.*

*Para efectuar el diagnóstico y evaluación de la situación de la ciudad en cuanto a su sustentabilidad, se hará uso de un grupo de indicadores, cualitativos y cuantitativos, los cuales permitirán identificar las principales carencias en cada dimensión. Para esto, se pretende realizar un trabajo interdisciplinario, relevando indicadores y analizando información de temas tales como agua y saneamiento, residuos sólidos, energía, transporte, mitigación y adaptación al cambio climático, vulnerabilidad ante desastres naturales y antrópicos, calidad del aire y ruido, educación, salud, competitividad y empleo, conectividad, uso del suelo y la vivienda, inequidad urbana y pobreza, seguridad ciudadana, gobernabilidad y sustentabilidad fiscal. Se evaluarán metodologías existentes, ya probadas, para proceder a la elección de las que resulten apropiadas a Bahía Blanca. Este análisis permitirá conocer los principales desafíos de la ciudad para alcanzar un desarrollo integral y sustentable e identificar las áreas que requieren atención prioritaria por parte de las autoridades locales, a fin de sugerir acciones específicas. Se espera que los resultados de la etapa diagnóstica posibilitará en una etapa posterior de una propuesta de un Plan de Acción de Sustentabilidad para la ciudad de Bahía Blanca.*

**Palabras clave:** Ciudad sustentable, diagnóstico, sustentabilidad.



## CONTAMINACIÓN DEL AIRE Y EFECTOS ASOCIADOS SOBRE LA SALUD INFANTIL EN EL PARTIDO DE LOMAS DE ZAMORA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

**Blanco, Esteban R.<sup>1</sup>; Lafflito, Cristina M.<sup>1</sup>; Colman Lerner, Esteban <sup>2</sup>; Mayo, Facundo<sup>1</sup>; Aguilar, Myriam<sup>2</sup>; Giuliani, Daniela<sup>2</sup> y Porta, Andrés A.<sup>2</sup>**

1: Facultad de Ingeniería - Universidad Nacional de Lomas de Zamora

Av. Juan XXIII y Camino de Cintura – Lomas de Zamora – Buenos Aires

e-mail: erblanco963@yahoo.com.ar; cristinalafflito@yahoo.com.ar; mayofacundo@hotmail.com

2: CIMA – Facultad de Ciencias Exactas - Universidad Nacional de La Plata

47 y 115 – La Plata – Buenos Aires

e-mail: jecolman@quimica.unlp.edu.ar; lmassolo@quimica.unlp.edu.ar;

danielag\_sm32@hotmail.com; aaporta@yahoo.com.ar

**Resumen.** *Se presentan los resultados preliminares de un estudio de contaminación del aire ambiente en el partido de Lomas de Zamora. En el mismo se propone analizar las concentraciones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y del material particulado en suspensión (MP10 y MP2,5) en aire extramuros, además del grado de afectación a nivel del sistema respiratorio en chicos con edades entre 13 y 17 años. A la fecha se relevaron 103 cuestionarios epidemiológicos y se realizaron 76 espirometrías correspondientes a los alumnos de 4to a 6to año y docentes de la escuela técnica Ing. Giudici y se realizaron dos monitoreos de COVs. Por otro lado también se han podido identificar, clasificar y geo-referenciar las industrias declaradas agente contaminante por ACUMAR de los partidos Esteban Echeverría y Lomas de Zamora. Para 2014 está prevista la carga de las encuestas en el sistema Epi Info , y completar la caracterización de la contaminación del aire, mediante relevamiento de material particulado (MP10 y MP2,5) y un nuevo monitoreo de COVs. La metodología aplicada consiste en el relevamiento de COVs mediante monitoreo pasivo (3M 3500) y del material particulado (MP10 y MP2,5) utilizando un muestreador de bajo caudal MiniVol TAS, en zona urbana e industrial (parque industrial de Almirante Brown). Las espirometrías se realizaron mediante un espirómetro portátil y metodología ATS (American Thoracic Society).*

*Los niveles de COVs fueron determinados por cromatografía gaseosa/FID, comprendiendo n-alcanos, cicloalcanos, aromáticos, compuestos clorados, terpenoides y cetonas. Entre los COVs detectados, se destacan benceno, tolueno y xilenos, además de alcanos con cadenas de carbono entre 7 y 12 átomos de carbono.*

**Palabras clave:** Contaminación del Aire, Compuestos Orgánicos Volátiles, Material Particulado, Espirometrías



## ESTUDIO DE LAS VARIACIONES EN EL ALBEDO DE NIEVE Y GLACIARES EN LOS ANDES CENTRALES

**Bolaño-Ortiz, Tomás R.<sup>1,2</sup>, Allende, David G.<sup>1</sup>, Ruggeri María F.<sup>1,2</sup>, Pascual Flores,  
Romina M.<sup>1,3</sup>, Mulena Celeste G., Puliafito Salvador E.<sup>1,2</sup> y Lakkis Susan G.<sup>4</sup>**

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza- Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE)  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

3: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

4: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina

**Resumen.** *Modelos climáticos indican que la reducción del albedo provocada por la deposición de Black Carbon (BC) en nieve contribuye al calentamiento global y al derretimiento de la nieve. Una pequeña disminución en el albedo de la nieve puede incrementar significativamente la cantidad de radiación absorbida por la superficie, reduciendo aún más el albedo. Esta retroalimentación es considerada como la amplificación positiva más relevante para el incremento de la temperatura superficial del planeta. La nieve y el hielo en los Andes Centrales de Chile y Argentina (33-36°S) son las principales fuentes de agua para las regiones pobladas cerca de las ciudades de Mendoza y Santiago. El impacto de los cambios en albedo durante los derretimientos de primavera en esta región genera gran preocupación debido a que la cantidad y el momento en que se producen son críticos para la determinación de los recursos hídricos en esta área. El principal objetivo de este trabajo es determinar variaciones en el albedo sobre los Andes Centrales durante la estación de primavera, utilizando datos de sensado remoto. En tal sentido, se seleccionó un área de estudio entre los 33-38°S y 75-65°W en la cual se analizaron datos de MODIS. Durante el período 2000-2014 se evaluaron patrones de cobertura de nieve, albedo en superficie nival, temperatura de superficie y espesor óptico de aerosoles (AOD) a una longitud de onda de 0.55  $\mu\text{m}$ , en resolución temporal diaria. Solamente se seleccionaron píxeles con 100% de cobertura de nieve para derivar promedios mensuales de todas las variables. Se realizaron análisis de regresión múltiple entre todas las variables para evaluar relaciones entre las mismas, evaluadas por medio de coeficientes de correlación. El espesor óptico de aerosoles, que incluye mayormente polvo y Black Carbon es un parámetro significativo que afecta los cambios en el albedo de superficie nival. Asimismo, la temperatura de superficie se correlaciona claramente también con cambios en el albedo.*

**Palabras clave:** *albedo, nieve, deposición, Black Carbon, MODIS, Andes Centrales.*



## ESTUDIO TEÓRICO COMPARATIVO DE SÍNTESIS DE ACETANILIDA

Cagliari, Silvana C.<sup>1\*</sup> y Pagnan, Mariángeles<sup>1</sup>

1: CIQA - Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Avenida Cruz Roja Argentina esquina Maestro López- Ciudad Universitaria (X5016ZAA),  
Córdoba, República Argentina  
scagliari@quimica.frc.utn.edu.ar

**Resumen.** *Se llevó a cabo un estudio teórico comparativo de la síntesis de acetanilida, mediante la acetilación de anilina por un procedimiento convencional y por un método alternativo “síntesis verde”, a través del análisis y comparación de los intermediarios correspondientes, cuya formación se considera la etapa determinante de la velocidad de reacción, promoviendo de esta manera la generación de procesos ambientalmente más favorables. El estudio de la acetilación de aminas es de gran interés por la utilidad de sus productos de reacción dentro de la industria química y porque constituye una de las transformaciones, más frecuentemente usadas en síntesis orgánica, ya que proporciona un medio eficiente y económico para la protección de grupos amino en un proceso sintético. En el procedimiento convencional, la acetilación de anilina se realiza con anhídrido acético, en presencia de piridina, cuyos productos de reacción son el ácido acético y acetanilida. El método alternativo emplea ácido acético en presencia de  $Zn^{+2}$  que actúa como ácido de Lewis, obteniéndose como productos de reacción acetanilida y agua. Para el diseño y optimización de las estructuras de todas las especies que intervienen en ambas reacciones y para el cálculo de sus energías mínimas, se emplearon los métodos DFT basado en la teoría de funcionales de densidad y dentro de este se empleó el B3LYP y MP2, basado en la teoría perturbativa de Møller-Plesset, con la función de base 6-31G\*. Todos los cálculos se realizaron empleando el programa Gaussian '09. El mismo procedimiento se llevó a cabo para identificar los parámetros geométricos y calcular la energía de los intermediarios correspondientes. Se reportó energías de activación de 17.55 kcal/mol y 18.97 kcal/mol para la reacción convencional y para la “síntesis verde” respectivamente, siendo esta última una alternativa viable, con ahorro atómico y minimización de subproductos.*

**Palabras clave:** Acetanilida, Acetilación, Anilina, MP2, DFT





## EVALUACIÓN DE DIFERENTES ESCENARIOS DE EMISIONES DE CARBONO A PARTIR DE UN MODELO BASADO EN AGENTES

Paula S. Castesana<sup>1\*</sup>, Salvador E. Puliafito<sup>2</sup>

1\*: Facultad Regional Buenos Aires (UTN-FRBA)  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano 951 (C1179AAQ), C.A.B.A, Argentina  
Dirección postal  
e-mail: pcastesana@gmail.com

2\*: CONICET/Facultad Regional Mendoza (UTN-FRM)  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, 5500 Mendoza, Argentina  
e-mail: enrique\_puliafito@yahoo.com.ar

**Resumen.** *El aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera debido a emisiones provenientes del consumo de energía de fuentes fósiles, está incrementando el efecto invernadero adicional. El análisis de la dinámica poblacional y del crecimiento económico, y a su vez, el estudio de su interrelación, son temas relevantes en el debate sobre el cambio climático, dado que influyen directamente sobre el consumo de bienes, energía primaria, y por consiguiente sobre las emisiones de carbono, modificando la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. En este trabajo se presenta una evaluación de los niveles de carbono en la atmósfera obtenidos a partir de proyecciones futuras de diferentes escenarios, y su significancia estadística. Los escenarios analizados fueron diseñados a partir de la modificación de diversos parámetros contemplados en el modelo AMCE (Agent-based Model of Carbon Emissions). Dicho modelo simula la evolución de variables económicas, demográficas y tecnológicas, utilizando como herramienta el Modelado Basado en Agentes (MBA). El MBA es un paradigma de simulación a partir del cual un sistema se modela como un conjunto de entidades llamadas agentes, que son capaces de tomar decisiones en forma autónoma. Cada agente actúa y toma decisiones sobre la base de un conjunto de reglas impuestas por el modelador, pudiendo ejecutar varias acciones de forma autónoma, interactuando a su vez con otros agentes y con su entorno. La utilización del MBA dotó al modelo de una gran permeabilidad para la simulación de diferentes situaciones, que resultaron en un amplio abanico de escenarios futuros a partir de la modificación del comportamiento y las preferencias de los agentes. A su vez, fue posible realizar un potencial paralelismo entre dichos escenarios y diversas situaciones de una sociedad real.*

**Palabras clave:** Escenarios de Emisiones, Modelado Basado en Agentes, Emisiones de Carbono, Crecimiento Económico, Dinámica Poblacional.



## ESTUDIO DE IMPACTO ACÚSTICO EN LOS ALREDEDORES DE UNA PLANTA INDUSTRIAL DE BAHÍA BLANCA

Cortínez, Víctor H.<sup>1,2,3</sup>; Sequeira, Marín E.<sup>1,2</sup> y Azzurro, Adrián P.<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada (CIMTA),  
Universidad Tecnológica Nacional,  
Facultad Regional Bahía Blanca,  
11 de abril 461, Bahía Blanca, Argentina,  
vcortine@frbb.utn.edu.ar, martins@frbb.utn.edu.ar, azzurro@frbb.utn.edu.ar

2: CONICET

3: Departamento de Ingeniería,  
Universidad Nacional del Sur,  
Av. Alem 1253, Bahía Blanca, Argentina.

**Resumen.** *Se presenta la descripción de un estudio de impacto acústico ambiental en la zona urbana aledaña a una planta perteneciente al polo industrial de Bahía Blanca, debido a la ampliación de su capacidad productiva. Las obras de ampliación involucran la incorporación de una turbina de gas.*

*El objetivo ha sido la predicción del campo acústico generado por el nuevo equipo a instalar, así como a la evaluación de la posible molestia sobre la comunidad. Para ello se han revisado los antecedentes de generación de ruido en la zona. A partir de tales datos, se ha realizado una estimación de las potencias sonoras de las distintas fuentes involucradas en la zona industrial. Finalmente se han identificado mediante medición de las principales fuentes de ruido pertenecientes a la industria bajo estudio.*

*Con la información recabada ha sido posible el desarrollo de un modelo computacional para la descripción acústica de la zona. Luego de su adecuada calibración, el modelo fue utilizado para la estimación de situaciones futuras. A partir de esto se pudo analizar el impacto y recomendar adecuadas medidas de mitigación.*

*Los autores creen que este estudio de caso puede ser de utilidad para ingenieros trabajando en actividades similares.*

**Palabras claves:** impacto acústico ambiental, predicción de ruido urbano, modelo computacional acústico, medidas de mitigación sonora.





## EFICIENCIA ENERGÉTICA: ILUMINACIÓN – IMPACTO AMBIENTAL

Cova, Walter J. D.<sup>1</sup>

1: GPS – Grupo Proyectos y Servicios  
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional La Rioja  
e-mail: [wcova.utn@gmail.com](mailto:wcova.utn@gmail.com)

**Resumen.** *En este trabajo se expone un análisis de la eficiencia energética en las lámparas eléctricas –partiendo de los bulbos de filamento hasta llegar a las lámparas de LED– y su incidencia en la ecología. Se intenta demostrar que, si bien el rendimiento lumínico de las lámparas ha ido mejorando obteniéndose una mayor cantidad de lúmenes por watt (es decir mayor cantidad de energía radiante por unidad de energía eléctrica suministrada), los problemas ecológicos asociados no han disminuido necesariamente en forma paralela, sino que las nuevas tecnologías de fabricación han traído consigo sus propias amenazas ambientales.*

*Se analiza en particular el empleo cada vez más masivo de las lámparas compactas fluorescentes (CFL), considerando tanto su contribución a la eficiencia energética, como su impacto ambiental medido en toneladas de CO<sub>2</sub> no emitido merced a su uso por una parte, y por otra, la posibilidad de contaminación de aguas por el mercurio presente en sus residuos, cuya disposición racional constituye un serio reto a la conciencia ambientalista de gobiernos y ciudadanos, requiriendo una adecuada legislación.*

*Se comenta asimismo la tendencia a la cartelización que exhibieron en el pasado muchos fabricantes de lámparas de filamento de tungsteno y que podría llegar a repetirse con las lámparas CFL, lo que requiere de una clara acción de control por parte de las asociaciones de consumidores.*

**Palabras clave:** iluminación, eficiencia energética, impacto ambiental.



## ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE AEROSOLAS ATMOSFÉRICOS EN LA CIUDAD DE CÓRDOBA (ARGENTINA) MEDIANTE EL USO DE INFORMACIÓN SATELITAL

Della Ceca, Lara S.<sup>1</sup>; García Ferreyra, Fernanda<sup>2</sup> y Carreras, Hebe<sup>3</sup>

1: Instituto Gulich, Comisión Nacional de Actividades Espaciales - Universidad Nacional de Córdoba  
-Ruta Provincial C45- Km 8 - CP 5187 Falda del Carmen - Córdoba

*dellaceca.lara@gmail.com*

2: Comisión Nacional de Actividades Espaciales  
Ruta Provincial C45- Km 8 - CP 5187 Falda del Carmen - Córdoba

*fgarciaferreyra@conae.gov.ar*

3: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET y FCEfYn - Universidad Nacional de Córdoba

Av. Vélez Sarsfield 299, 2° piso - Córdoba

*hcarreras@com.uncor.edu*

**Resumen.** *El uso de información satelital es una herramienta útil en el monitoreo de la calidad del aire ya que es posible obtener información sobre grandes extensiones de superficie y por largos períodos de tiempo. En la ciudad de Córdoba, como en la mayoría de las grandes ciudades de Argentina, las estaciones terrestres de monitoreo de contaminantes atmosféricos son escasas o no existen, por lo que esta herramienta resulta muy importante para obtener información de sitios no monitoreados o bien de sitios que presentan una alta variabilidad en la concentración de aerosoles debido a la complejidad de sus fuentes de emisión. Para ello, el principal producto satelital que se emplea para el estudio de aerosoles atmosféricos es el espesor óptico de aerosoles (AOD, por sus siglas en inglés). En el presente trabajo se realiza un análisis espacio-temporal de la distribución de aerosoles sobre la ciudad de Córdoba y alrededores, para el período 2003-2013, mediante el uso del producto AOD del satélite Aqua-NASA (sensor MODIS) y del algoritmo MAIAC ('Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction') que mejora la resolución espacial del producto, de 10 a 1 km. Además se comparó el producto obtenido con el algoritmo MAIAC, con valores de AOD medidos en superficie, en la estación de AERONET Cordoba-CETT, para el periodo 2003-2010. Se observó un comportamiento estacional en el contenido de aerosoles atmosféricos en la ciudad de Córdoba con valores más altos en verano y más bajos en invierno, evidenciando la influencia de variables meteorológicas (temperatura, humedad relativa, altura de la capa de mezcla) sobre este parámetro. Por otro lado, se detectaron áreas dentro del ejido urbano (centro y noroeste) que presentan un marcado incremento de los aerosoles atmosféricos a lo largo del tiempo, posiblemente asociados al incremento del parque automotor o la construcción de nuevas vías para circulación. La buena correlación observada entre el AOD satelital y el medido por AERONET indica un buen rendimiento del algoritmo MAIAC, tal como ha sido reportado para otras regiones del mundo.*

**Palabras clave:** calidad del aire, aerosoles atmosféricos, información satelital, espesor óptico de aerosoles, algoritmo MAIAC



## MC-2D Y MCF-2D PARA LA EVALUACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE Y LA VARIABILIDAD DE UN MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICO

**Sebastián Diez\*, Facundo López, Luciana Sampo y Javier Britch**

1\*: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba

Universidad Tecnológica Nacional

Maestro M. Lopez esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba.

e-mail: sdiez@quimica.frc.utn.edu.ar, web: <http://www.ciqa.com.ar>

**Resumen.** *Los modelos de dispersión son herramientas para predecir el destino y el transporte de los contaminantes para poder evaluar el impacto de las fuentes emisoras. Sin embargo, la dispersión es un fenómeno estocástico, y la concentración en un determinado momento y ubicación no puede ser predicha con exactitud. Además de la incertidumbre y variabilidad inherente a los procesos atmosféricos, existe una incertidumbre asociada al modelo de calidad del aire, su uso y sus parámetros. En las estimaciones de la dispersión es raro encontrar valoraciones de la incertidumbre. Por este motivo aquí se propone emplear la metodología Monte Carlo 2D (MC-2D), la cual permite la evaluación de forma simultánea de la variabilidad y la incertidumbre. Las incertidumbres en los datos o en los parámetros del modelo no se deben únicamente a la aleatoriedad del sistema, sino también a la escasez de datos o la interpretación subjetiva de la información, por lo que en los últimos se ha sugerido la adopción de un enfoque basado en Conjuntos Difusos. Por este motivo también fueron modeladas las incertezas bajo este paradigma, generando así la herramienta denominada Monte Carlo Difuso 2D (MCF-2D). Las dos aplicaciones desarrolladas (MC-2D y MCF-2D) fueron implementadas utilizando como caso de estudio una fuente puntual situada en la provincia de Córdoba, y se consideraron dos fuentes principales de incertidumbre: la meteorología y las emisiones. El análisis de incertidumbre mediante el MC-2D se realizó sobre el receptor máximamente expuesto. Los resultados mostraron, que el 95% del tiempo la concentración de PM10 no excede el valor de  $6.82\mu\text{g}/\text{m}^3$  en este receptor. Por otra parte con el MCF-2D, implicó menos tiempo de cómputo, pero las estimaciones fueron mucho más conservadoras que las efectuadas con el MC bidimensional. En el percentil 95 de variabilidad ( $\alpha=0.1$ ), la incertidumbre en la concentración varió entre  $0.02$  y  $9.17\mu\text{g}/\text{m}^3$ .*

**Palabras Clave:** dispersión, modelado, incertidumbre, variabilidad, fuzzy.



## DISEÑO DE FOTOREACTOR CON LUZ SOLAR CONCENTRADA PARA TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES EN AIRE

José M. Fonseca<sup>1</sup>, C. Daniel Vidal<sup>1</sup>, Pablo A. Guerrero<sup>1</sup>, Claudia M. Sánchez<sup>2</sup>, Javier Britch<sup>1,2</sup>

1: CIQA (Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental)  
Facultad Regional Córdoba

Universidad Tecnológica Nacional

e-mail: jfonseca@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

2: FaMAF Facultad de Matemática Astronomía y Física

Universidad Nacional de Córdoba

**Resumen** *El aumento del uso de energías renovables en diferentes ámbitos, además de la producción de energía eléctrica, como por ejemplo el tratamiento de contaminantes en diferentes matrices o la transformación química de compuestos es una tendencia concreta de rápido desarrollo en apoyo del desarrollo sustentable. Con el objeto de utilizar reacciones fotocatalíticas con luz solar se propone el diseño de un fotoreactor para aplicaciones en el tratamiento de contaminantes en aire. Mediante una línea de energía solar concentrada (LESC), previamente desarrollada, como fuente de energía que llegará al fotoreactor por medio de fibras ópticas en forma de corona anular coaxial y considerando el espectro e intensidad de esta luz solar concentrada, principalmente en el rango de visible, se enfocará el diseño en reacciones relacionadas con estas energías. Para el diseño del fotoreactor se desarrolló una modelación numérica relativa de la distribución volumétrica primaria de la densidad de energía radiante mediante un método de óptica geométrica de trazado de rayos múltiples. Se evaluó un fotoreactor de simetría cilíndrica con superficie interna especular parametrizado con la divergencia individual de salida del haz de luz en cada fibra óptica, la disposición de las fibras en el fotoreactor, la longitud y el diámetro del mismo. La combinación de distintos parámetros muestra una gran flexibilidad en la distribución de la densidad de energía lo cual permite continuar con el estudio de su uso para tratamiento de diferentes tipos de contaminantes o la aplicación de nuevos catalizadores (materiales, formas, disposiciones). Finalmente es importante considerar la posibilidad de la aparición de efectos no lineales debido a la generación en pequeños volúmenes de altas densidades de energía. Esta situación es de doble interés académico y práctico puesto que permitiría estudiar procesos de fotodegradación de compuestos de interés ambiental con luz (visible) en condiciones poco descriptas en la literatura.*

**Palabras clave:** Energía Solar, Concentración Solar, Fotoreactor, Reunión PROIMCA.



## CARACTERIZACIÓN DE UNA LÍNEA DE ENERGÍA SOLAR CONCENTRADA (LESC)

**Pablo A. Guerrero, C. Daniel Vidal, José M. Fonseca, Héctor R. Macaño, Javier Britch.**

1: CIQA (Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química y Ambiental)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro Marcelo López esq. Av. Cruz Roja Argentina  
Ciudad Universitaria - (X5016ZAA) Córdoba – ARGENTINA  
e-mail: pguerrero@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

**Resumen** *La búsqueda de nuevas fuentes de energía renovable tendiente a un desarrollo sostenible ha generado nuevas líneas de investigación, que persiguen alternativas más eficientes tales como las que aprovechan la energía solar. De este modo surge un concepto innovador que consiste en la concentración de esta energía solar mediante un panel dióptrico que enfrenta al sol, y su transporte al interior del laboratorio mediante fibra óptica. Este trabajo se orienta a realizar una caracterización completa de las partes componentes del sistema, con la finalidad de obtener una descripción detallada de los mismos, lo cual permite contrastar con los datos de fabricación de partes, y generar factores de corrección que optimicen los modelos matemáticos. Para ello se implementó un circuito de medición de potencia por unidad de superficie (Radiancia) que permite determinar la evolución de la misma a lo largo del día solar a la entrada, a la salida y en las etapas intermedias de concentración y transporte. La tecnología fue seleccionada por su confiabilidad y robustez por medio de fotodiodos. El diseño de la electrónica de adquisición y control del posicionamiento fue íntegramente desarrollado y construido en el grupo. El dispositivo proporciona la atenuación real en cada una de las partes componentes del sistema.*

*Para la caracterización de la fibra se utilizó una cámara CCD (dispositivo de carga acoplada) para medir distribución de intensidad, la cual permite caracterizar la fibra de acuerdo al nivel de absorción en los diferentes rangos de longitud de onda, utilizando la tecnología de leds de potencia para poder simular las diferentes longitudes de onda a ensayar.*

*Con dichos resultados fue posible describir e identificar aquellos factores de mayor relevancia en el diseño del equipo, para optimizar la eficiencia total del sistema siendo los de mayor peso la alineación, centrado, orientación y limpieza.*

**Palabras clave:** Energía Solar, Concentración Solar, Caracterización, Eficiencia, Fibra óptica



## INCIDENCIA DEL OJO SECO EN POBLACIONES EXPUESTAS A DIFERENTES CALIDADES DE AIRE

M. A. Gutiérrez<sup>1,2\*</sup>, M. E. Ruiz<sup>3</sup>, D. Sedan<sup>1</sup>, A. Porta<sup>4</sup>,  
D. Andrinolo<sup>1,2</sup>.

1\*: Cátedra de Toxicología – Facultad de Cs. Exactas, UNLP.

mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, danielasedan@yahoo.com.ar, dandrinolo@yahoo.com,

2\*: Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU) – Facultad de Cs. Exactas, UNLP.

3: Control de Calidad de Medicamentos – Diseño de Experimentos – Facultad de Cs. Exactas, UNLP.

eruiz@biol.unlp.edu.ar

4: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA) – Facultad de Cs. Exactas, UNLP.

aaporta@yahoo.com.ar

**Resumen.** *El ojo seco se describe como un desorden de la película lagrimal generado por una deficiencia en la producción de lágrima o por evaporación de la misma, que produce daños e incomodidad en la superficie ocular. Si bien su etiología es variada, se ha determinado que puede desencadenarse por factores ambientales (CO, material particulado, compuestos orgánicos volátiles – COVs-). Los pacientes que presentan esta condición reportan picor, sensación de arenilla, sequedad ocular, enrojecimiento conjuntival, encandilamiento, etc. Existen cuestionarios validados a nivel mundial para detectar esta condición, considerados indispensables en toda consulta optométrica/ofthalmológica. El Ocular Surface Disease Index (OSDI) y el McMonnies son dos ejemplos de ellos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la relación de la incidencia del ojo seco en poblaciones expuestas a diferentes calidades de aire, determinando dicha incidencia mediante criterios tanto objetivos (examen ocular) como subjetivos (respuestas a los cuestionarios mencionados). Se trabajó para ello con 79 voluntarios de dos zonas donde se vienen monitoreando sus niveles de material particulado y COVs: una cercana al Polo Petroquímico de Ensenada o industrial (35), y otra correspondiente a la ciudad de La Plata o urbana (44). A los voluntarios participantes se les administraron los mencionados cuestionarios, luego de lo cual se les realizó un examen del segmento anterior del ojo, para detectar signos y síntomas del ojo seco, en función de lo cual se establecieron dos criterios objetivos para la detección de la patología. Los resultados mostraron diferencias significativas entre las zonas consideradas cuando la incidencia del ojo seco fue determinada por los dos criterios objetivos ( $p < 0,01$  en ambos casos), y no así cuando se aplicaron los criterios subjetivos ( $p > 0,05$  para ambos cuestionarios). Por lo tanto, además de la mayor incidencia del ojo seco encontrada en la población industrial, también se concluye que si los criterios subjetivos han de usarse como herramienta para el diagnóstico es recomendable emplearlos en forma conjunta con alguna prueba objetiva.*

**Palabras clave:** Ojo seco, contaminación atmosférica, OSDI, McMonnies.





## UN INVENTARIO DE QUEMA DE BIOMASA EN ALTA RESOLUCIÓN PARA EL NORTE Y CENTRO DE ARGENTINA

**Köhnken, Dirk<sup>1</sup>, Allende, David G.<sup>1\*</sup>, Ruggeri María F.<sup>1,2</sup>, Pascual Flores, Romina M.<sup>1,3</sup>, Bolaño Ortiz, Tomás<sup>1,2</sup>, Puliafito Salvador E.<sup>1,2</sup> y Lakkis Susan G.<sup>4</sup>**

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE)  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

3: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

4: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina

**Resumen.** *Las emisiones por quema de biomasa a partir de incendios forestales, quema de residuos agrícolas y cambios de uso de suelo contienen grandes cantidades de gases y partículas, que impactan en calidad de aire local y regional, con efectos sobre la salud, los ecosistemas, la química atmosférica global y el clima.*

*Este estudio tiene por objeto la realización de un inventario de emisiones por quema de biomasa en resolución de 9 km para el Centro y Norte de Argentina durante los años 2009-2013. En tal sentido se combinaron imágenes de MODIS abordo de los satélites Terra y Aqua y de NOAA-AVHRR, junto con datos satelitales de densidad de biomasa y de variaciones espaciotemporales de factores de combustión. El proceso de detección de fuegos combina un algoritmo contextual con un umbral de temperatura adaptativo y máscaras de agua permanente, luces estables y cobertura de nubes para evitar detecciones falsas. Los factores de emisión utilizados se asociaron a las distintas coberturas vegetales obtenidas de los mapas de LULC de GLOBCOVER. Las mayores contribuciones por sobre todos los tipos de LULC se deben a quema de bosques de hoja caducifolia (38%), zona cultivada (22%), bosques perennes (11%) y zona mixta cultivada, vegetación natural (6%).*

*Las emisiones por quema presentan variaciones interanuales muy marcadas con picos de frecuencia entre los meses de agosto y diciembre. Los patrones espaciales obtenidos indican que la mayor incidencia de fuegos se presenta entre las latitudes 20° y 25°S y ocurrencias mucho menores entre 25° y 40°S.*

**Palabras clave:** *quema de biomasa, MODIS, aerosoles, gases de efecto invernadero, AVHRR.*



## IRRADIACIÓN DE EMBRIONES DE POLLO CON TELÉFONOS CELULARES DURANTE SU GESTACIÓN

Luján, Juan C.<sup>1</sup>; Ávila, Néstor M.<sup>2</sup>; Campos, Juan E.<sup>2</sup>

1: CEDIA y Departamento de Ciencias Básicas Área Química.  
Universidad Tecnológica, Facultad Regional Tucumán.  
Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán.  
jclujan53@yahoo.com.ar

2: Departamento de Electrónica y Ciencias Básicas.  
Universidad Tecnológica, Facultad Regional Tucumán.  
Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán.  
mariavila@arnet.com.ar

**Resumen.** *El objetivo del presente trabajo fue investigar si la radiación de los teléfonos celulares afecta el desarrollo de embriones de pollos, y correlacionar los resultados con estudios anteriores realizados en vegetales y humanos.*

*Para tal fin, se incubaron huevos de gallina expuestos a las radiaciones electromagnéticas emitidas por teléfonos celulares y generadores de señales de radiofrecuencias en el rango de microondas en un período continuo de 21 a 24 días de duración. Durante las incubaciones se mantuvieron las condiciones naturales de temperatura, humedad y volteo que ocurren con las gallinas cluecas y se siguió el proceso con un ovoscopio. Se evaluó la población de pollos nacidos siguiendo la evolución del peso y las características clínicas. También se estudiaron los fetos con desarrollo embriológico interrumpido y los huevos estériles o bien conteniendo embriones posiblemente inhibidos por la radiación electromagnética. Se realizó un estudio anatómico patológico básico de los fetos con interrupción embrionaria y un pollito muerto 11 días luego de nacer, mediante autopsia y estudios de laboratorio.*

*La población de pollitos nacidos que aparentaban buena salud, recibió un seguimiento de 30 días y fueron entregados para la crianza. También se investigó la permeabilidad de huevos y su contenido interior al ser atravesados por ondas de celulares para establecer el grado de atenuación que se produce. Se realizaron tres experiencias con un total de 72 huevos, un lote experimental expuesto a la radiación y dos lotes testigos sin exponer para establecer comparaciones. La tasa de mortalidad del lote experimental, desarrollos embrionarios interrumpidos y malformaciones fue abrumadoramente mayor a la correspondiente a los lotes testigo. Se diagnosticó como efecto biológico adverso central, la coagulación intravascular diseminada, causante de las interrupciones embrionarias y muerte de los pollitos. Se desconoce hasta el momento si en los pollos supervivientes se manifestarán efectos biológicos adversos a largo plazo, ya que estos procesos en los seres vivos requieren de tiempos prolongados y varias generaciones de ensayos*

**Palabras clave:** Celulares, Embriones de Pollos, Radiación, Efectos Biológicos.





## ESTIMACION DE LAS EMISIONES AL AIRE DE SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CLOACALES

Moya, Norma S.<sup>1,2\*</sup>; Gianinetto, Francisca E.<sup>1,2</sup>; Murillo, Mario D.<sup>1,2</sup>; Vega Caro, Luis<sup>1,2</sup>; Aguirre, Rodrigo O.<sup>1,2</sup>; Sánchez, José S.<sup>1,2</sup>; Rivero, Gissel N.<sup>1,2</sup> y Cuellar, Jonatán E.<sup>1,2</sup>

1: Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental CEDIA- UTN  
Facultad Regional Tucumán  
Rivadavia 1050  
susana\_moya2004@yahoo.com.ar

2: Centro de Investigación en Ingeniería Ambiental CEDIA-UTN  
Facultad Regional Tucumán  
Rivadavia 1050  
vecagi@uolsinectis.com.ar - emm@tucbbs.com.ar

**Resumen.** *Se estudia las emisiones al aire de dos sistemas de tratamiento de aguas residuales cloacales. Las operaciones de uno de ellos comprenden pre-tratamiento, tratamiento primario y secundario con fangos activados, con un caudal promedio de 1.000 l/s con una DBO de 220 mg/l y el otro pre-tratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario con un caudal promedio de 1.000 l/s con una DBO de 220 mg/l. Las estimaciones de las emisiones al aire de los componentes individuales de residuos de las aguas cloacales han sido determinadas por el software WATER9 V.3.0, y se basan en las propiedades de los compuestos, la concentración y la ruta en el tratamiento del sistema. Lo que permite establecer el factor de volatilización de los compuestos de los residuos de cada sistema a la atmósfera y la efectividad del propio sistema de tratamiento. Contribuye en forma directa al diseño de los sistemas de tratamiento y la calidad del agua residual que se obtiene para posterior re-uso.*

**Palabras clave:** Emisiones, Aire, Agua, Calidad, Sistemas de Tratamiento



## ESTUDIO DE HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS ASOCIADOS AL MATERIAL PARTICULADO Y EN FASE GASEOSA EN LA CIUDAD DE LA PLATA Y ALREDEDORES

Orte, Marcos<sup>1\*</sup>; Colman Lerner, J. Esteban<sup>2</sup>; Gutiérrez, María A.<sup>1</sup>; Elordi, M. Lucila<sup>1</sup>; Matamoros, Natalia<sup>1</sup>; Reyna Almandos, Jorge<sup>3</sup>; Porta, A. Andrés<sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA)  
Facultad de Ciencias Exactas - Universidad Nacional de La Plata  
Calle 115 y 47, La Plata

ortemarcos1@gmail.com, aporta@quimica.unlp.edu.ar,  
mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, lucilaelordi@hotmail.com, natymatamoros@hotmail.com

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas (CINDECA)  
Facultad de Ciencias Exactas- Universidad Nacional de La Plata  
Calle 47 N° 257 La Plata

jecolman@quimica.unlp.edu.ar

3: Centro de Investigaciones Ópticas (CIOP)  
CONICET-CIC - Cno. Parque Centenario e/ 505 y 508 Gonnet.  
jreyna@ciop.unlp.edu.ar

**Resumen.** *La contaminación atmosférica es un problema sin fronteras y de difícil estudio debido a la dinámica y variación de sus componentes, influenciados fuertemente por los parámetros meteorológicos y diferentes reacciones que dificultan la homogeneidad y estacionalidad de los contaminantes presentes. Más allá de esto, es de vital importancia tratar de caracterizar compuestos relevantes que afectan a la salud de la población como el material particulado (MP) y compuestos asociados (como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)) debido a su influencia en la incidencia de enfermedades respiratorias y cardiovasculares. En este trabajo se presentan nuevos resultados de estos contaminantes en la ciudad de La Plata. Para el muestreo se eligieron puntos pertenecientes a zonas con influencia variable de las fuentes contaminantes presentes. Las muestras de MP fueron estudiadas en sus fracciones  $<2.5\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2.5}$ ) y  $<10\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{10}$ ); los HAPs fueron analizados tanto en su forma asociada a las partículas (mediante UFLC/Fluorescencia/UV) como en fase gaseosa (mediante muestreo activo y análisis en CG). El objetivo de este trabajo es caracterizar el estado de los principales compuestos orgánicos que respiramos, para así buscar relaciones que puedan ser vinculadas con los orígenes de los mismos. Los resultados indican la presencia de 12 de los 16 HAPs prioritarios y la aparición de benzo(a)pireno en todos los sitios muestreados (principal HAP por su elevada toxicidad). En cuanto al MP, se observan relaciones de  $[\text{MP}_{2.5}]/[\text{MP}_{10}]$  decrecientes desde las zonas más antropizadas hacia la residencial, lo que a priori habla del tipo de emisión de las fuentes predominantes en cada sitio. Esto se vería también manifestado con los valores de las relaciones entre HAPs totales en  $\text{MP}_{2.5}$  y  $\text{MP}_{10}$ . En cuanto a los HAPs en fase gaseosa, los primeros estudios muestran la presencia de naftaleno en todos los sitios muestreados.*

**Palabras claves:** HAPs, Material Particulado, La Plata.



## MONITOREO CONTINUO DE CALIDAD DE AIRE EN BAHIA BLANCA- RESULTADOS HISTORICOS DE PM<sub>10</sub>

**Pagani, Marcia<sup>1\*</sup>; Pereyra, Marcelo<sup>1</sup>; Lucchi, Leandro<sup>1</sup>; Vega, Sergio<sup>1</sup>; Da Rodda, Constanza<sup>1</sup>; Perez, César<sup>1</sup>**

1:Comité Técnico Ejecutivo –  
Municipalidad de Bahía Blanca e Instituto de Química del Sur- INQUISUR (CONICET-  
Bahia Blanca)

Email: cte.monitor2@bb.mun.gba.gov.ar

**Resumen:** Desde el año 1997 la Municipalidad de Bahia Blanca realiza monitoreos de Calidad de Aire. Este trabajo muestra los resultados históricos de material particulado suspendido-fracción  $\leq 10 \mu\text{m}$  (PM<sub>10</sub>) e interpretación de los mismos. Se utilizó una Estación de Monitoreo de Calidad de Aire con equipos analizadores continuos de monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Azufre (SO<sub>2</sub>), Óxidos de Nitrógeno (NO<sub>x</sub>), Ozono (O<sub>3</sub>) y PM<sub>10</sub>. El equipamiento, metodología, selección de sitios de muestreo y otras pautas de aseguramiento de la calidad responden a los criterios indicados en el Título 40, Parte 53 del Código Federal de Regulaciones de EEUU.

Los monitoreos se efectuaron principalmente en el área de Ingeniero White (portuaria-industrial-residencial mixta) y de Villa Delfina (industrial-residencial mixta). Los primeros años de monitoreo se evaluaron diferentes objetivos: urbano (centro de la ciudad y Las Villas), industrial (club Náutico) y nivel de fondo en zona rural-extra urbana (CRIBABB).

Los resultados históricos obtenidos de CO, SO<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> no superan las normas de calidad de aire vigentes a nivel local (Decreto 3395/96-Provincia de Buenos Aires). Los NO<sub>x</sub>, superan el límite para 1 hora de exposición con una ocurrencia del 0,2 a 0,3% en los últimos 10 años. Sin embargo, las normas de PM<sub>10</sub> han sido superadas en todos los sitios de monitoreo y en forma reiterada. Sobre 3000 promedios de 24 horas del mismo periodo se observa que el máximo promedio de 24 horas registrado fue 574,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y la ocurrencia de superación fue entre 1% y 13 %. Los promedios anuales oscilaron entre 32,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  y 71,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . El PM<sub>10</sub> en todos los sitios de monitoreo superó las normas de calidad de aire y existe amplia variabilidad en las concentraciones rango de coeficiente de variación de 73,3% (año 2013) a 117,1%.(año 2009) Se presentan los resultados de las diferentes evaluaciones realizadas con el objetivo de identificar cuáles son y cómo afectan los principales factores causales de las amplias variabilidades observadas.

**Palabras clave:** Calidad de Aire, Material Particulado, Contaminación.



## ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO WRF A LAS CONDICIONES INICIALES PARA EL MODELADO DE PRECIPITACIONES EN LA REGIÓN DE LOS ANDES CENTRALES

Pascual Flores, Romina M.<sup>1,2\*</sup>; Allende, David G.<sup>1</sup>; Bolaño-Ortiz, Tomás R.<sup>1,3</sup>,  
Ruggeri María F.<sup>1,3</sup>, Puliafito Salvador E.<sup>1,3</sup> y Lakkis Susan G.<sup>4</sup>

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273, Mendoza-Argentina (M5502AJE)  
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

2: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica

3: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

4: Facultad de Ciencias Agrarias, Pontificia Universidad Católica Argentina

**Resumen.** De acuerdo con predicciones climáticas, la Región de los Andes Centrales se vería muy afectada por el cambio climático, el cual provocaría una alteración de las precipitaciones, modificaciones en la distribución estacional de los derrames de los ríos y adelantamientos en los picos de escorrentía. Debido a los impactos socioeconómicos que esto provocaría en la región, existe una necesidad de diseñar e implementar estrategias de adaptación para estos cambios previstos. Para tales fines, el modelo de predicción numérica WRF utiliza datos derivados de modelos globales para conducir estudios en áreas de alta resolución. Sin embargo la parametrización de fenómenos de subgrilla y configuración inicial del modelo en uno de los problemas más relevantes en WRF. El principal objetivo de este estudio es optimizar el diseño de una estrategia de modelado que incluya una configuración apropiada para predecir precipitación líquida y sólida en los Andes Centrales. Con este propósito este trabajo se concentró en realizar un análisis de sensibilidad respecto a la inclusión de campos constantes y variables de Temperatura de la Superficie del Mar (SST, por sus siglas en inglés), la cual puede ser un parámetro relevante para la estimación de los flujos de calor y sistemas de vientos locales cerca de las costas, con gran influencia en la humedad y precipitaciones. Se evaluó la respuesta del modelo a la utilización de valores de SST invariantes en el tiempo y datos de SST actualizados diariamente con resolución espacial de  $1/12^\circ$  del análisis global NCEP. Estas dos configuraciones de WRF se corrieron con 3 dominios anidados cubriendo un área de  $151.200 \text{ km}^2$ . Las diferentes configuraciones fueron probadas durante 8 distintas quincenas de enero y febrero de los años 2013 y 2014. Las salidas del modelo WRF se compararon con el set de datos de precipitación TRMM y estaciones de superficie. El modelo que incluye SST replica mejor las observaciones durante simulaciones debido posiblemente a una mejor representación de los flujos de humedad.

**Palabras clave:** precipitaciones, WRF, sensibilidad del modelo, SST



## EFFECTO DEL ENRIQUECIMIENTO DEL INÓCULO EN LA PRODUCCIÓN BIOLÓGICA DE HIDRÓGENO

Pascualone, María José<sup>1</sup>; Montalván, Natalia; Marengo, Cynthia; González, Rubén D.

1: UTN, FRC, CIQA, Argentina  
e-mail: mariapascualone@gmail.com

**Resumen.** *En la necesidad de estudiar bioprocesos limpios y basados en recursos renovables para la producción de hidrógeno, la biomasa provee un método adecuado para la obtención de biogás y la degradación de desechos orgánicos a través de la fermentación. Un aspecto crucial del éxito del proceso es la inhibición de bacterias metanogénicas que consumen el hidrógeno producido. Se propone la utilización de inóculo previamente enriquecido a pH ácido o mediante tratamiento de shock térmico a fin de reducir el número inicial de estos microorganismos. En este trabajo se investigó el efecto del tratamiento preliminar del inóculo para obtener una especie productora de hidrógeno a partir de lodo biológico proveniente del tratamiento de aguas residuales. El estudio se llevó a cabo en viales de vidrio de 120 ml, en cultivos batch. Se plantearon dos variantes: enriquecimiento ácido-base (por ajuste de pH del inóculo) a pH 3, 4, 5, 10, 11 y 12; y tratamiento térmico en baño de agua a 80 °C durante 30 minutos y a 100 °C por 15 minutos. El inóculo enriquecido se cultivó a valores de pH 5,5 y 7 a temperatura controlada de  $35 \pm 1$  °C por 96 horas. En base a los resultados experimentales, los lodos pre-tratados y cultivados a pH 5,5 alcanzaron una concentración acumulada de hidrógeno mayor que en el cultivo a pH 7 y el blanco. De los valores planteados para el enriquecimiento ácido-base, el máximo porcentaje de hidrógeno fue 30,3 % con pH 11. El pre-tratamiento térmico tuvo mayor rendimiento de sustrato en producto que el control, con un porcentaje acumulado de hidrógeno de 44,2 % y 28,1 % para el inóculo tratado a 100 °C y 80 °C respectivamente e inhibió totalmente los microorganismos metanogénicos ya que no se detectó metano.*

**Palabras claves:** hidrógeno, fermentación, enriquecimiento ácido-base, tratamiento térmico.



## COMPARACIÓN DE LAS EMISIONES DEL TRANSPORTE PÚBLICO DE PASAJEROS PARA EL GRAN MENDOZA CON DIVERSAS TECNOLOGÍAS

Puliafito<sup>1,2</sup> S. Enrique y Pilotta<sup>1</sup>, Mauricio

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente  
Facultad Regional Mendoza  
Universidad Tecnológica Nacional  
Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)  
web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa/>  
Email: [epuliafito@frm.utn.edu.ar](mailto:epuliafito@frm.utn.edu.ar)

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

**Resumen.** *Las normas europeas y las de EE.UU. imponen mayores exigencias a las emisiones permitidas por el transporte público, indicando valores específicos de emisiones por potencia desarrollada en los motores. Sin embargo aun cuando las emisiones sean conformes a las normas, la situación del manejo real será muy variable dependiendo de la situación de carga de cada momento. En este trabajo se muestran las tendencias actuales de post-procesamiento de emisiones para diversos tipos de opciones de transporte público. Se estimaron las emisiones actuales del transporte público de Mendoza y se calcularon las emisiones que se obtendrían para diversos escenarios, con diversas configuraciones de post-tratamiento y tipo de combustibles.*

*Los principales resultados muestran que se podría obtener una importante reducción en los contaminantes emitidos por el escape de más del 90% (para los PM y CO) y 75% para los NOx pasando de una situación actual de Euro III a Euro V. Esto mejorará la calidad del aire en la zona Metropolitana de Mendoza. En cuanto a gases de efecto invernadero, las emisiones de CO<sub>2</sub> dependerán de una mejora en los rendimientos de consumo de combustible de los motores, y respecto de CH<sub>4</sub> dependerá si se usa GNC. Aunque los post procesamientos de GNC reducen notablemente las emisiones de CH<sub>4</sub>, éstas se convierten a CO<sub>2</sub>.*

**Palabras clave:** Transporte Público de Mendoza, GNC, Diésel, Filtros, Emisiones.





## INVENTARIO DE EMISIONES A LA ATMÓSFERA DE PBDE'S EN MENDOZA PARA EL AÑO 2011

**Ruggeri, María Florencia<sup>1,2</sup>; Allende, David<sup>1</sup>; Lana, Belén<sup>2,3</sup>; Garro, Karina<sup>1</sup>;  
Puliafito, Enrique<sup>1,2</sup>; Altamirano, Jorgelina<sup>2,3</sup>.**

1: Grupo de Estudios Atmosféricos y Ambientales (GEAA)  
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza  
Rodríguez 273, Mendoza, Argentina.  
e-mail: m.florencia.ruggeri@gmail.com, web: www.utn.frm.edu.ar/geaa

2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

3: Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA)  
Av. Ruiz Leal s/n, Parque General San Martín, Mendoza, Argentina.

**Resumen.** Debido a la alta presencia que los Éteres Bifenilos Polibromados (PBDE's) tienen actualmente en la vida diaria, y los peligros que éstos representan para la salud de las personas, se dirigió el presente trabajo a la identificación y análisis de fuentes específicas de PBDE's, junto con el cálculo de sus emisiones, en el área del Gran Mendoza, durante el año 2011.

Debido a la gran variedad de fuentes involucradas y a limitaciones en la disponibilidad de información, no se utilizó un método armonizado en la preparación del inventario. Los datos presentados en este estudio proporcionan un panorama general de las emisiones en el Gran Mendoza, provenientes de fuentes muy variadas como los son la quema de residuos a cielo abierto; la producción de polipropileno; las emisiones directas de plásticos en electrodomésticos y automóviles; el tratamiento de residuos cloacales; entre otras. Además, proveen información importante sobre los focos de mayor contaminación y alertan acerca de problemáticas locales relacionadas con estos compuestos.

Finalmente, se destaca la necesidad de un esfuerzo mayor en la caracterización y validación de las emisiones, tanto para la obtención de relaciones entre fuentes y receptores, como también para el desarrollo de estrategias de control. Asimismo, esta información es crucial para lograr una reducción en la carga de estas sustancias, a nivel local y regional.

**Palabras clave:** Inventario de Emisiones Atmosféricas, Éteres Bifenilos Polibromados, Gran Mendoza, Calidad de aire.



## DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL INDIRECTA DE LA CONCENTRACIÓN DE HC EN LOS GASES LIBERADOS A LA ATMÓSFERA EN SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO DE HIDROCARBUROS (SASH).

Servetti, Gustavo<sup>1\*</sup>; Picco, Eduardo<sup>1</sup>; Ahumada, Guillermo<sup>1</sup>; Macaño, Héctor<sup>1</sup>; Britch, Javier<sup>1</sup>

1: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba.  
e-mail: gservetti@quimica.frc.utn.edu.ar, web: <http://www.ciqa.com.ar>

**Resumen.** *Los Sistemas de Almacenamiento Subterráneo de Hidrocarburos (SASH), principalmente instalaciones vinculadas con la comercialización de combustibles en Estaciones de Servicio (EESS), constituyen una fuente de contaminación del aire con hidrocarburos (HC). En este trabajo, se determina de manera experimental la concentración de HC en la mezcla aire + HC que se libera por los venteos de los SASH en EESS utilizando un método de medición indirecto de la concentración de HC totales que se encuentran en la fase gaseosa. Mediante un sensor galvánico se determina la variación de la concentración de oxígeno (V/V) que se produce cuando el mismo es desplazado por las moléculas de HC. De esta manera se calcula la concentración volumétrica de HC midiendo la concentración volumétrica del oxígeno. Esta es una medición que permite determinar de manera rápida y sencilla la concentración de HC totales en una mezcla de aire + HC. De acuerdo a los cálculos realizados en un anterior trabajo “Modelo para el Cálculo de la Liberación de HC a la atmósfera en Sistemas de Almacenamiento Subterráneo de Hidrocarburos (SASH) con estimación estocástica de las incertidumbres por operación de estaciones de servicio”, se pudo determinar que la principal fuente de contaminación del aire producida por una EESS es la liberación de HC al momento de realizar la descarga de combustible, mediante el fenómeno de desplazamiento de la mezcla aire + HC que se encuentra en equilibrio con el líquido dentro del mismo. Los resultados obtenidos en el presente trabajo concuerdan con las estimaciones realizadas por el modelo planteado en el trabajo antes mencionado y plantea un método rápido, económico y razonablemente preciso (20%) para las determinaciones de concentración de HC de acuerdo a las necesidades de monitoreo de SASH.*

**Palabras Clave:** Venteo, Estaciones de Servicio, Concentración de HC, Operación de SASH.





## ANÁLISIS DE RUIDO AMBIENTAL EN ESTACIONES TRANSFORMADORAS

Steinmann, I.<sup>1</sup>, Fernández, J. P.<sup>1</sup>, Gimenez, W.<sup>1</sup>, Manassero U.

1: Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP)

Facultad Regional Santa Fe

Universidad Tecnológica Nacional

Lavaisse 610, Santa Fe

e-mail: [isteinma@frsf.utn.edu.ar](mailto:isteinma@frsf.utn.edu.ar); [jpfernand@frsf.utn.edu.ar](mailto:jpfernand@frsf.utn.edu.ar); [wgimenez@frsf.utn.edu.ar](mailto:wgimenez@frsf.utn.edu.ar);

[ulisesmanassero@hotmail.com](mailto:ulisesmanassero@hotmail.com)

**Resumen.** *En la normativa vigente de evaluación ambiental, uno de los aspectos que se estudia, es la ocurrencia de ruido en las instalaciones y la posibilidad de que ese ruido ocasiona molestias a las personas. Muchas veces, en esta normativa, se encuentra referenciada la norma IRAM 4062 de ruidos molestos al vecindario.*

*Específicamente, en uno de los campos principales de trabajo del Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia, que es la evaluación ambiental de sistemas eléctricos, las Resoluciones (ejemplo: Res. SE 77/98), indican, la necesidad de cumplir con la norma IRAM mencionada.*

*En el año 2009 entró en vigencia la norma IRAM 4113, la cual, según su propia definición, tiene como objetivo "...contribuir a la armonización de métodos de descripción, medición y evaluación del ruido ambiental de cualquier fuente." Además indica que: "La serie IRAM 4113 pretende proporcionar a las autoridades materiales para la descripción y evaluación del ruido en ambientes comunitarios. Basándose en los principios descritos en esta parte, se pueden desarrollar normas nacionales, reglamentos y los correspondientes límites de ruido aceptables."*

*Este trabajo pretende estudiar norma, aplicada a la evaluación del ruido ambiental proveniente de Estaciones Transformadoras. También pretende analizar la pertinencia de extender este estudio a otros casos, direccionados principalmente a Sistemas Eléctricos de Potencia, con posibilidades de ser utilizado como tema de Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental.*

*Los resultados obtenidos, pueden ser de utilidad para proponer a los entes de contralor, la modificación de la normativa para la evaluación del ruido ambiental, de acuerdo a un análisis integral que permita "... predecir la respuesta potencial a la molestia de una comunidad sometida a la exposición a largo plazo procedente de diferentes tipos de ruidos ambientales" (punto 1 "Objeto y Campo de Aplicación" de la norma IRAM 4113- Parte 1).*

**Palabras clave:** Ruido, ambiente, evaluación, estaciones transformadoras.



**CUARTA PARTE**  
**RESÚMENES DEL**  
**III CONGRESO PRODECA**

**2015**



**UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL**

Allende, Puliafito, Panigatti Editores



## SENSIBILIDAD DE SWAT FRENTE A LA PRECIPITACIÓN COMO VARIABLE DE ENTRADA EN EL MODELADO DE LA CUENCA LA LAGUNILLA – LA CAÑADA, PROVINCIA DE CÓRDOBA

Allende García, M. Carla<sup>1</sup>; López, Eduardo G.<sup>1</sup> y Britch, Javier<sup>1</sup>

1: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA), Córdoba  
javierbritch@hotmail.com

**Resumen.** *Los modelos matemáticos han tomado un papel central en la gestión de los recursos naturales puesto que permiten obtener relaciones de causa – efecto en los distintos procesos y constituyen una de las herramientas para auxilio en la toma de decisiones más poderosas. Particularmente, para el análisis de cuencas hidrográficas, se utilizan modelos que simplifican la realidad de la cuenca y cada uno de los componentes del ciclo hidrológico. La precipitación es una de las variables de mayor importancia en la evolución de los indicadores del comportamiento de la cuenca (sedimentos, caudales, etc.) pues constituye el aporte que evolucionará dentro de la misma. Estos modelos permiten la toma de decisiones para gestión del recurso hídrico. Por ello es necesario conocer las entradas al sistema y realizar una cuidadosa interpretación de los resultados. Se estudia la sensibilidad del software Soil and Water Assessment Tool (SWAT) a la precipitación en el modelado de la cuenca La Lagunilla – La Cañada, Córdoba. Se evalúa la bondad de la simulación de la precipitación resultando en un ajuste de precipitación simulada en la cuenca vs la precipitación medida con muy bajas correlaciones ( $R^2 \sim 0$ ). En esta condición se analiza el efecto que presenta la utilización de la precipitación simulada sobre los distintos indicadores del balance hidrológico. A partir del análisis de correlación de los indicadores hidrológicos calculados con la precipitación simulada versus el mismo indicador calculado con la precipitación real, se encuentra que la “cuasi aleatoriedad” de la precipitación simulada se traslada a todos los indicadores calculados por el software ( $R^2 \sim 0,0$ ) excepto para las predicciones de agua almacenada en el perfil del suelo ( $R^2 \sim 0,7$ ) y para la evapotranspiración ( $R^2 \sim 0,9$ ). Dichos resultados son coherentes con un estudio preliminar realizado por los autores en la cuenca de Lake Ford, Texas.*

**Palabras clave:** Precipitación. Correlación. SWAT. Modelo hidrológico.



## **CALIDAD DE AGUA DE CONSUMO EN EL GRAN LA PLATA, BUENOS AIRES, ARGENTINA. UNA NUEVA VISION 2011- 2013**

**Bazán, José. M; Alberino, Juan C.; Batisttessa, Gastón; Arrieta, Nora; Morinigo, Pedro.; Ocariz, Rocío; Espinoza, Julieta; Jaimes, Ángela; Volpe, Guido.**

1:Laboratorio ECAASS (Dto. Ing. Química) Facultad Regional La Plata  
- Universidad Tecnológica Nacional,  
Calle 60 y 124, La Plata.  
ecass@frlp.utn.edu.ar

**Resumen.** *En el año 2009 se publicó en la Revista “Tecnología y Ciencia” de la UTN, año 8 N° 17, pag. 7- 10, el artículo “Calidad del Agua de Consumo en el Gran La Plata, Buenos Aires, Argentina. El Problema de los Nitratos”, en el que se establecía la variación en la calidad del agua de consumo, comparando muestras obtenidas y analizadas en los años 1997 y 2008, y se hizo hincapié en el aumento de nitratos entre ambos años. Con el propósito de establecer si dicha situación se mantenía, durante los años 2011 y 2013 se realizaron nuevos muestreos tratando de mantener los mismos puntos y realizando las mismas determinaciones analíticas. Los resultados generales se presentan en forma de tablas, mencionándose los valores mínimo, máximo, promedio y mediana para cada parámetro. Se grafican algunos de estos valores: la concentración de sílice que permite establecer el origen del agua de consumo como proveniente del Rio de La Plata (potabilizada), de pozos de agua subterránea (acuífero Puelche) y de la mezcla de ambas para disminuir el elevado contenido de nitratos en algunos pozos y los valores de nitratos estableciéndose la distribución de concentraciones para ambos años. También se puede observar la correlación de sílice y alcalinidad total. No se ha podido establecer un aumento en la concentración de nitratos en las aguas provenientes del Rio de La Plata, tal como se presumía en el trabajo anterior (2009).*

**Palabras clave:** Agua de Consumo, Sílice, Nitratos.



## COMPOSICIÓN DE ARSÉNICO EN MUESTRAS DE AGUA SUBTERRÁNEA EN LA PROVINCIA DE SANTA FE

**Rosana Boglione<sup>1</sup>, M. Cecilia Panigatti<sup>1</sup>, Carina Griffa<sup>1</sup>, M. Celeste Schierano,  
Héctor R. Macaño<sup>2</sup>, Roberto Pepino Minetti<sup>2</sup>.**

<sup>1</sup>UTN. Facultad Regional Rafaela. Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe. Argentina  
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

<sup>2</sup>UTN. Facultad Regional Córdoba. Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA)  
Ciudad Universitaria – Córdoba.  
e-mail: labquimicautn@gmail.com

**Resumen.** *La contaminación del medio ambiente con arsénico (As) tanto a partir de fuentes antropogénicas como naturales es reconocido como un problema a nivel mundial. En la provincia de Santa Fe, Argentina, la presencia de arsénico en agua subterránea, está relacionada principalmente con diferentes formaciones geológicas terciarias y cuaternarias. El objetivo principal del trabajo fue estudiar la concentración total y la especiación de arsénico inorgánico en aguas subterráneas ubicadas en la zona centro-oeste de la provincia de Santa Fe. Se tomaron 220 muestras de agua subterránea en diferentes lugares de la zona centro oeste de la Provincia de Santa Fe, tanto en áreas rurales como urbanas. A las mismas, se les realizó el análisis de: arsénico total, dureza total, nitrito, nitrato, cloruro, sulfato, alcalinidad, pH, sólidos totales y fluoruro. Se utilizó la metodología propuesta por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater para los parámetros analizados. La técnica analítica empleada para determinación de arsénico total fue realizada por un sistema Espectrometría de Absorción Atómica con inyección de flujo y generación de hidruros. (FI-HGAAS). En 22 muestras, se realizó la especiación de arsénico, determinando As (III) y As (V) inorgánico, empleando un Equipo Voltamperométrico de Marca Metrohm, modelo 797 VA Computrace (Metodología US-EPA 7063). Las concentraciones de arsénico disuelto total, [As(III) + As(V)], oscilaron entre 1,300 y 0,007 mg/L en las aguas subterráneas analizadas, superando en la mayoría de los casos el valor límite aconsejable para consumo humano. Los resultados mostraron un predominio exclusivo del estado de oxidación pentavalente del arsénico, siendo las concentraciones promedio de arseniato 0,087 mg/L. Se observó una baja correlación entre los valores de As y los de alcalinidad, cloruro y sulfato, pero sí una importante correlación positiva de As con F.*

**Palabras claves:** Arsénico, especiación, agua subterránea.



## VULNERABILIDADES EN LA GESTIÓN MUNICIPAL DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE Y/O CORRIENTE DE SIERRA DE LA VENTANA (ARGENTINA)

**Bukosky, Mariela**

1: Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca.  
Ingeniera Civil  
www.frbb.utn.edu.ar, e-mail: marielabu@gmail.com

**Resumen .** *La gestión Municipal del servicio de agua potable y/o corriente de Sierra de la Ventana, ubicada al sudoeste de la Provincia de Buenos (Argentina), evidencia amenazas naturales, socio naturales, antrópico tecnológicas y antrópico contaminantes; que sumadas a los componentes de vulnerabilidad física, económica, social, política, técnica, ideológica, educativa, cultural, institucional y ecológica, podrían condicionar la sustentabilidad del servicio y consecuentemente el Desarrollo Urbano Sustentable (DUS). El presente trabajo de tesis tiene como objetivo general evaluar la gestión del servicio de agua potable y/o corriente de Sierra de la Ventana suministrado por el Municipio y los factores que condicionan su sustentabilidad (en el período 2007-2010) y en consecuencia el Desarrollo Urbano Sustentable de la localidad. Para ello, se introduce el concepto de riesgo como sumatoria de amenaza (riesgo externo) más vulnerabilidad (riesgo interno). Mediante metodología cuali-cuantitativa se obtiene la información necesaria para conocer el funcionamiento del sistema de abastecimiento Municipal en las etapas de captación de agua subterránea, conducción, desinfección, almacenamiento, distribución y comercialización de agua potable y/o corriente. Se realiza la descripción de los rasgos salientes del área, del ente prestador del servicio de agua potable y/o corriente, y del servicio propiamente dicho, y se presentan los actores sociales involucrados. A partir de estas descripciones se proponen indicadores de agua potable y/o corriente destinados a identificar las amenazas y vulnerabilidades presente en dicha gestión, y se desarrolla una ficha metodológica con los criterios propuestos para cada uno (nombre del indicador, descripción, fórmula, unidad, fuente de datos, entre otros). Se espera que este documento se constituya en material de consulta para los gestores del servicio y/o planificadores de Sierra de la Ventana en el camino hacia la construcción del ambiente urbano, manteniendo la articulación de los objetivos ecológicos, económicos y sociales del Desarrollo Sustentable (DS).*

**Palabras Claves:** Desarrollo urbano sustentable, agua potable y corriente, amenaza, vulnerabilidad, riesgo.



## CORROSIÓN CIM EN LA RIOJA

**Vicente Calbo<sup>1</sup>, Valeria Cuffia<sup>2</sup>, Patricia Cordoba<sup>2</sup>, Cecilia Munuce<sup>1</sup>, Manuel Mercado<sup>1</sup>,  
Rubén Soule<sup>1</sup>, Cecilia Baldo<sup>1</sup> y Mónica Alitta<sup>1</sup>**

1: GAIA, Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales,  
Facultad Regional La Rioja, Universidad Tecnológica Nacional.  
vicentecalbo@yahoo.com.ar

2: Departamento de investigación. Instituto Universitario de Ciencias de La Salud  
Fundación Barceló.  
pcordoba2012@gmail.com

**Resumen.** *La corrosión inducida por microorganismos (CIM) es un proceso que se presenta en perforaciones de agua y en acueductos. Las bacterias en su proceso metabólico aceleran el proceso de corrosión natural aumentando la cinética hasta 1000 veces, el efecto es catalítico. Entre los principales efectos se cuentan la rápida corrosión de las bombas filtros y entubados y la obstrucción de los filtros que afecta la calidad del agua y el rendimiento de las electrobombas. Las bombas sufren desperfectos con mayor frecuencia por trabajar forzadas cuando los filtros se obstruyen, con el consiguiente aumento de los costos operativos y además al quedar fuera de operación con mayor frecuencia, se resiente el servicio de provisión de agua potable y de riego (el 95% del consumo de la ciudad capital es abastecido por perforaciones). Este fenómeno puede detectarse por medio de indicios durante la operación de bombeo, sus efectos, visibles en el tren de trabajo durante las operaciones de mantenimiento, o por estudios bacteriológicos que permiten detectar y tipificar las bacterias. Estas bacterias pueden trasladarse dentro del acuífero por su comportamiento planctónico, o pueden ser introducidas por empleo de trenes de trabajo contaminados. Pueden permanecer latentes como esporas por largos periodos de tiempo. Los efectos típicos del fenómeno que se observan al extraer el entubado son la presencia de incrustaciones o nódulos y el picado o pitting. Las bacterias responsables de este fenómeno son de los grupos oxidantes del hierro y sulforreductoras, las primeras son aeróbicas y las segundas anaeróbicas. En forma combinada producen zonificaciones anódicas y catiónicas en el metal provocando corrosión intensa puntual. Durante el desarrollo de este trabajo se evaluaron 6 perforaciones correspondientes a dos cuencas subterráneas diferentes, 5 en la capital y una en el interior, en Bañado de los Pantanos. En todas se detectó la presencia del fenómeno CIM.*

**Palabras clave:** bacterias, corrosión, perforaciones, agua.





## CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES EN LA REGION COSTERA DE LA PLATA Y ALREDEDORES

**Cano, L.A.; Fabiano, I.; Elisio, S.; Andrinolo, D.**

Programa Ambiental de Extensión Universitaria  
Facultad de Ciencias Exactas  
UNLP  
Calle 47 y 115 – La Plata  
lcano@quimica.unlp.edu.ar

**Resumen:** *El objetivo principal de este trabajo es estudiar la calidad del agua superficial en tres cuerpos de agua de la ciudad de La Plata y alrededores: El arroyo “Del Gato”, la laguna de “Los Patos” y zona costera bonaerense sur del “Río de La Plata”. El monitoreo ambiental de los sitios mencionados se viene llevando a cabo con una frecuencia de toma de muestras de 15-30 días desde el año 2012, donde se tomaron muestras simples de agua superficial total a nivel superficial, recogidas de forma manual desde la costa/muelle, con el material correspondiente para su almacenamiento y la posterior determinación en el laboratorio de los parámetros ambientales. En cada sitio se midieron los siguientes parámetros in-situ, utilizando un multiparámetro de calidad ambiental: Temperatura del agua, Temperatura ambiente, pH, Oxígeno Disuelto y Conductividad. A cada muestra recogida se le midieron parámetros en laboratorio (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Edición 21): Demanda Química de Oxígeno, Fósforo total y Fósforo reactivo soluble, Demanda Biológica de Oxígeno, Clorofila a, Coliformes totales y Fecales, Alcalinidad, Dureza, Oxígeno Disuelto, Turbidez. Los resultados obtenidos hasta la fecha demuestran que el Río de La Plata en su región sur y la laguna de “Los Patos” presentan valores aceptables según los valores de referencia de calidad de aguas dulces y marítimas para agua de uso recreativo de la zona de uso exclusivo del Río de La Plata y su frente marino (Autoridad del Agua, Buenos Aires). En cambio, el Arroyo “Del Gato”, entre otros valores, presenta una elevada cantidad de coliformes fecales que superan la normativa antes mencionada y valores de Oxígeno Disuelto muy bajos que pueden ser críticos para el normal desarrollo de la biota del arroyo.*

**Palabras clave:** Agua Superficial, Monitoreo, La Plata.





## EVALUACIÓN COMPARATIVA DE LOS EFLUENTES INDUSTRIALES Y URBANOS DEL POLO PETROQUÍMICO Y ÁREA PORTUARIA (BAHÍA BLANCA)

Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Medus, Silvina<sup>1</sup>; Bohn, Angela<sup>1</sup>

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: ocifuentes@speedy.com.ar; web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *El objetivo del trabajo es procesar estadísticamente los registros de caudales y resultados de análisis de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca (período 2001-2012) y establecer las cargas máxicas promedio de los distintos parámetros aportados por cada descarga, a fin de realizar un estudio comparativo. Para ello, se verifican los resultados de análisis, y se evalúan las mediciones de caudal detectando outliers mediante el software para análisis estadístico InfoStat y aplicaciones de Excel. Para cada una de las descargas analizadas se comparan los resultados con los máximos admisibles de vuelco a cuerpo receptor correspondiente, de acuerdo a la legislación. Se calculan los promedios generales de cada parámetro aplicando la metodología de la EPA (Data Quality Assessment Statistical Methods for Practitioners - QA/G-9S EPA/240/B.06/003) que contempla la evaluación de resultados no detectables. Además, como algunas descargas superaron el máximo admisible de vuelco en los primeros años de monitoreo pero posteriormente adecuaron sus efluentes, se resume el número de desviaciones por parámetro y por descarga para los últimos 5 años evaluados (2008-2012).*

*Como consideraciones más significativas para este último período, se observa que:*

- *Los parámetros con mayor número de desviaciones son DBO, SS10min, SS2hs, DQO, Mercurio, Nitrógeno total y pH*
- *las descargas con mayor número de desviaciones son las urbanas y las industriales de Solvay y Cargill.*
- *la carga máxica de DBO de la descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca es aproximadamente 30 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte, y la carga de la Tercera Cuenca, 3 veces superior.*
- *la carga máxica de DQO de la descarga Cloacal Principal es unas 22 veces superior a la descarga industrial con mayor aporte, y la Cloacal Tercera Cuenca, 3 veces superior.*

**Palabras clave:** efluentes industriales y urbanos, calidad de agua, metodología



## CALIDAD DEL AGUA DEBIDA AL EFECTO DE LAS CIANOBACTERIAS EN EL TRAMO DE ESTUDIO CONCORDIA - SALTO, GUALEGUAYCHÚ - FRAY BENTOS

**Confalonieri, Romeo A; Duarte, Diego; Pavon Mena, Luciano N;  
Schild, Cristian J.**

1: Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)  
Facultad Regional Concepción del Uruguay (FRCU)-Universidad Tecnológica Nacional,  
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803  
e-mail: romeoc2211@gmail.com; lucianopavon@gmail.com

**Resumen.** *Los objetivos generales de esta investigación son el estudio y evaluación, de la dispersión y concentración de nutrientes y parámetros indicadores de calidad de aguas, durante eventos extraordinarios de floración algal sobre el río Uruguay, en el tramo Concordia-Salto a Gualeguaychú-Fray Bentos, debido principalmente a las descargas puntuales y distribuidas provenientes de aguas residuales domésticas que son vertidas directa o indirectamente al sistema acuático. Para esta investigación se recurrió al método científico. Se utilizaron estrategias de investigación experimental registrando los hechos y fenómenos observados, y analizando bases de datos precedentes. Los muestreos se realizaron en puntos específicos; comparándose estos con los parámetros teóricos y empíricos disponibles, generando registros en una base de datos georreferenciada en el software QGIS. A través de la modelación matemática, utilizando el software WASP, se obtuvieron predicciones del estado del curso de acuerdo a las variaciones de los parámetros tales como concentración algal en el embalse y temperatura del curso de agua. A partir de lo observado, analizado, y estudiado sobre los muestreos realizados se generó una base de datos en QGIS, determinándose los valores de concentración de clorofila a presentes en el embalse de Salto Grande y en el tramo de estudio donde se presenta una marcada diferencia entre ambas zonas, siendo muy elevada la concentración aguas arriba de la represa Salto Grande. Se simulan mediante WASP, 2 hipótesis en estiaje ( $1500 \text{ m}^3/\text{seg}$ ), con una misma concentración de clorofila a ( $100,6 \text{ ug/l}$ ) en la represa, aumentando la temperatura del agua  $9^\circ\text{C}$  (de  $19^\circ\text{C}$  a  $28^\circ\text{C}$ ). A partir de estas simulaciones se obtiene la influencia de este aumento sobre la concentración de clorofila a en Concepción del Uruguay, representa un 109%. Para la misma situación, pero con una concentración de clorofila a de  $37,4 \text{ ug/l}$ , la influencia es de 20,6%. Como consecuencia de lo analizado, pudimos observar que la concentración de clorofila a es considerablemente superior en zonas de agua con mayor tiempo de permanencia y estanqueidad (embalse), y disminuye considerablemente en zonas más afectadas por las corrientes (curso del río). Como consecuencia de las corridas realizadas mediante el WASP, pudimos observar que es muy notorio el efecto de la temperatura sobre la clorofila a, y este efecto aumenta aun más cuando se trata de concentraciones elevadas.*

**Palabras Clave:** calidad de agua, floración algal, río Uruguay, modelación matemática, SIG.





## CONTROL ÓPTIMO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS EN ESTUARIOS

**Cortínez, Víctor H.<sup>1,2,3</sup>; Stoklas, Cecilia I.<sup>1,2</sup> y Dominguez, Patricia N.<sup>1,2</sup>**

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada (CIMTA),  
Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Bahía Blanca,  
11 de abril 461, Bahía Blanca, Argentina,  
vcortine@frbb.utn.edu.ar, [stoklas@frbb.utn.edu.ar](mailto:stoklas@frbb.utn.edu.ar)

2: Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur,  
Av. Alem 1253, Bahía Blanca, Argentina,  
[pdoming@uns.edu.ar](mailto:pdoming@uns.edu.ar)

3: CONICET

**Resumen.** *Las descargas no controladas de efluentes urbanos provenientes de ciudades aledañas a estuarios, sumado al creciente aumento de la población, genera niveles altos de concentración de contaminantes, sobre todo cuando la frecuencia de tales vertidos excede la capacidad de autodepuración del sistema. Por tal motivo es necesario el tratamiento de las aguas servidas antes de ser arrojadas al mar, como también determinar la zona de descarga de las tuberías submarinas en lugares alejados de las costas. Tal problema presenta un comportamiento inherentemente dinámico debido al efecto mareal. En este trabajo se propone un modelo matemático para la determinación óptima de la ubicación de las tuberías de descarga conjuntamente con la dinámica de depuración, a los efectos de minimizar los costos de operación y construcción aunque manteniendo los niveles de contaminación, medidos por indicadores ambientales adecuados, en valores aceptables. Se formula el problema hidrodinámico y de transporte de contaminantes a través de un modelo de elementos finitos. Tal enfoque de simulación es integrado con un método de optimización a los efectos de resolver el problema planteado. Se dan ejemplos numéricos para ilustrar sobre la conveniencia de la metodología presentada.*

**Palabras clave:** Control Optimo, Modelo Hidrodinámico, Modelo de Transporte de Contaminantes, Elementos Finitos.



## VULNERABILIDAD INTRÍNSECA DEL ACUÍFERO “CAMPO MINA” N.L., MÉXICO, COMO HERRAMIENTA PARA LA PROTECCIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

**Dávila Pórcel, René Alberto; Bermúdez, Javier Eugenio; Cerda, Juan Manuel Rodríguez Martínez**

Facultad de Ingeniería Civil – Universidad Autónoma de Nuevo León,  
San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México

rene.alberto.davila@gmail.com

**Resumen.** El Área Metropolitana de Monterrey (AMM) es la ciudad más importante del noreste de México (>4 millones de habitantes), se encuentra ubicada en la Cuenca Hidrológica del Río San Juan, en una región semidesértica, de transición entre el subtropico y el desierto, tiene períodos cíclicos de sequías y lluvias torrenciales (huracanes). El AMM tiene un alto índice de crecimiento industrial, comercial y de servicios, este escenario requiere un manejo cauteloso y conservación adecuada de los recursos hídricos subterráneos. Entre el 2007 y 2010 el crecimiento de la tasa de demanda de agua alcanzó un ~8%, actualmente se suministra un volumen de 11,5 m<sup>3</sup>/s que no es suficiente para abastecer a toda la población urbana. Las fuentes de agua potable superficiales son las presas El Cuchillo, Cerro Prieto y la Boca que aportan ~60% (6.900 l/s) y el 40% restante (4.600 l/s), proviene de una serie de pozos y galerías filtrantes de los campos Mina, Huasteca y San Francisco. El acuífero “Campo-Mina” está a ~36 km al noroeste del AMM, sobre la carretera Monterrey-Monclova. Posee 27 pozos de explotación que alcanzan profundidades de ~1000 metros, se obtienen caudales entre 20 a 200 l/s que abastecen a los municipios de la zona norte del AMM. El objetivo del trabajo es determinar el grado de vulnerabilidad intrínseca del acuífero “Campo-MINA”, aplicando el método multiparamétrico DRASTIC en una plataforma SIG, para proponer una zonificación territorial basada en el grado de vulnerabilidad para proteger la calidad del agua subterránea. Se estudiaron las características hidrogeológicas, se generó una base de datos para la aplicación del método DRASTIC, se obtuvo el índice DRASTIC y se obtuvo una distribución espacial con los resultados de vulnerabilidad para definir la zonificación territorial, que es una importante herramienta para la toma de decisiones con fines de protección del agua subterránea.

**Palabras Claves:** Acuífero, Vulnerabilidad, Agua Subterránea



## EVALUACION DE LAS CONCENTRACIONES DE FLUORUROS Y DE ARSÉNICO EN LA PROVINCIA DE LA RIOJA

**Ing. Esteban Díaz<sup>1</sup>, Ing. Mirta Quintero<sup>2</sup> y Personal de la DAPyS<sup>3</sup>.**

1: Cátedra Ingeniería Sanitaria - Carrera Ingeniería Civil,  
UTN Regional La Rioja.

estebandiaz@arnet.com.ar – esteban28963@yahoo.com.ar

2: Catedra Química Gral. - Departamento Ciencias Exactas,  
UNLAR La Rioja

3: DAPyS. Dirección de Agua Potable y Saneamiento del Ente  
Único de Control de la Provincia de La Rioja.

**Resumen.** *La Provincia de La Rioja cuenta con aguas subterráneas y superficiales como fuentes de provisión para el consumo humano. La misma, sumando todos los escurrimientos superficiales, tiene un módulo de alrededor 13 m<sup>3</sup>/s, es el más bajo comparado con todas las provincias argentinas. Consecuentemente, las aguas subterráneas han tenido un papel fundamental, como fuente de abastecimiento a la población. La información disponible sobre análisis físico-químicos en las fuentes de aguas superficiales y subterráneas en la provincia de La Rioja se ha recopilado de los archivos de datos históricos (Periodo 1993 a 2011), y procedentes del Laboratorio de Control de Calidad de Aguas de la DAPyS y que formaban parte de los archivos de la Ex-EPOSLAR, de la Ex-ALARSA y de la actual ARSAPEM. Principalmente archivos en formato papel, y se presenta las áreas geográficas de riesgo potencial de acuerdo a categorías, y específicamente en cuanto a las concentraciones de fluoruros y de arsénico. La información disponible indica que existen áreas con fuentes que presentan aguas con concentraciones superiores a los límites normativos. Esta situación aconseja profundizar en la evaluación de la distribución geográfica, tanto del flúor como del arsénico en las aguas de La Rioja. La Provincia de La Rioja carece de información epidemiológica específica derivada de la presencia de estos compuestos en el agua de consumo. Siendo el objetivo general de este trabajo plasmar un diagnóstico de situación para posteriormente confeccionar un mapa con áreas geográficas en las cuales la presencia de flúor y arsénico en las aguas constituya un riesgo potencial para la población. Y que sirva de sustrato a futuros estudios epidemiológicos y, derivado de ello, el planteo de las soluciones adecuadas para minimizar los riesgos derivados del consumo de aguas con elevadas concentraciones de estos compuestos.*

**Palabras clave:** agua, flúor, arsénico, La Rioja.



## METALES, HIDROCARBUROS TOTALES DEL PETRÓLEO E HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS EN AGUA Y SEDIMENTO DE ARROYOS URBANOS DE LA PCIA. DE BUENOS AIRES.

Elordi M. Lucila <sup>1</sup>, Orte Marcos A. <sup>1</sup>; Colman Lerner J. Esteban <sup>2</sup> y Porta, A. Andrés <sup>1</sup>

1: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente,  
Dpto. Química, Fac. Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata,  
La Plata, Argentina. lucilaelordi@quimica.unlp.edu.ar, aaporta@yahoo.com.ar

2: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas  
(CINDECA, CCT CONICET La Plata- FCE UNLP),  
47 e/ 1 y 115, La Plata, 1900, Argentina.  
jocolman@hotmail.com.

**Resumen.** *Los niveles de metales, hidrocarburos totales del petróleo (HPTs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) se han incrementado en el agua y en los sedimentos de arroyos urbanos de todo el mundo, poniendo en evidencia las descargas asociadas tanto a la actividad industrial como urbana. En este estudio se monitorearon seis estaciones correspondientes a los arroyos Las Piedras y San Francisco ubicadas en el partido de Quilmes, Pcia. Buenos Aires. Si bien en las muestras de agua de ambos arroyos se observó un aumento paulatino en la concentración de HPTs aguas abajo hacia la confluencia, siendo este punto el que superó ampliamente el nivel guía establecido por el ADA (Res. 336/2003), en los sedimentos el patrón de concentración fue diferente. Aunque todos los puntos muestreados superaron el valor de referencia, el mayor nivel de HPTs correspondió a la estación SF3. Los HPTs se determinaron mediante CG-FID. Respecto a los metales (Cd, Cu, Pb y Cr), analizados mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica, en las muestras de agua se hallaron concentraciones inferiores a las estipuladas por los valores guía mientras que en el sedimento de ambos arroyos y en la confluencia particularmente, los niveles superaron ampliamente a los establecidos internacionalmente para preservar la vida acuática. Se evaluaron también los HAPs prioritarios propuestos por la USEPA, reconocidos contaminantes orgánicos persistentes, los cuales se determinaron mediante UFLC/Fluorescencia/UV. La concentración total de HAPs fue superior en el A° Las Piedras respecto al A° San Francisco, mientras que la confluencia de los mismos reveló el mayor nivel registrado. Estos resultados evidencian el deterioro progresivo, e incluso histórico, aguas abajo que ambos cuerpos de agua padecen. Considerando la potencialidad carcinogénica de los contaminantes encontrados y la alta densidad poblacional que rodea a estos arroyos, resultaría de suma importancia la intervención inmediata por parte de las autoridades responsables.*

**Palabras Claves:** Metales, Hidrocarburos Totales del Petróleo, Hidrocarburos aromáticos policíclicos, Agua, Sedimento.





## AVANCES DEL PLAN DE GESTION AMBIENTAL PARA CALIDAD DE AGUA DE RECREACION

**Elorriaga, Marisol<sup>1\*</sup>; Varanese, Cristina<sup>2</sup>, Romano, Georgina A.<sup>2</sup>, Julieta Baldovino<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta  
Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: meloriaga@frd.utn.edu.ar

<sup>2</sup>: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta  
Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: varanese@frd.utn.edu.ar/ georginaromano88@gmail.com, jbaldoovino@frd.com.ar

**Resumen:** *Teniendo como base el estudio de calidad de agua del río Paraná de Las Palmas en la ciudad de Campana, realizado en proyectos anteriores, y el análisis de la situación legal para aguas de recreación se hizo una presentación a la municipalidad de la ciudad la cual derivó en la firma de un convenio entre la Subsecretaría de Turismo y la Universidad para la elaboración del Plan de Gestión Ambiental para agua de recreación. El Plan de Gestión Ambiental aborda los siguientes objetivos: identificación de lugares de recreación, toma de muestras, análisis bacteriológicos, creación de ordenanza municipal para clasificación de agua de recreación, monitoreo y control permanente de la calidad bacteriológica del agua de recreación, realización de campañas continuas a través de medios de difusión sobre el correcto aprovechamiento de las aguas costeras. Desde el mes de marzo del año 2013 se vienen realizando los análisis de coliformes totales, según técnica del Número Más Probable (NMP) obteniéndose resultados muy variables y, en muchos casos, superiores a los Niveles de Calidad de Agua, según estándares internacionales, para Recreación Humana con contacto directo, concordando los mismos con las variaciones meteorológicas de la zona de estudio, como vientos, precipitaciones y temperatura. De acuerdo a lo obtenido se decidió realizar un muestreo mensual desde marzo a octubre y semanal de octubre a marzo en las zonas de recreación, y efectuar muestreos adicionales cuando hay sudestada que es la variable meteorológica que más afecta los resultados. Se está analizando en conjunto con la Subsecretaría de Turismo de la ciudad como se presentarán los resultados a la población y la manera de implementar la ordenanza que implemente el monitoreo continuo de la calidad de agua de recreación del Río Paraná en la zona Campana.*

**Palabras claves:** agua de recreación, coliformes, información, monitoreo.





## ESTUDIO PRELIMINAR PARA LA DETERMINACIÓN DE ARSÉNICO POR EL MÉTODO DEL MOLIBDATO DE AMONIO EN MUESTRAS AMBIENTALES

**Elorriaga, Marisol<sup>1\*</sup>; Varanese, Cristina<sup>2</sup> y Antunez Mario Edelmiro.<sup>2</sup>**

- 1: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta - Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: meloriaga@frd.utn.edu.ar
- 2: Laboratorio Químico y Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente  
Facultad Regional Delta - Universidad Tecnológica Nacional  
San Martín 1471 CP 2804-Campana  
e-mail: cvaranese@frd.utn.edu.ar / mantunez@frd.utn.edu.ar

**Resumen:** *Algunas metodologías estandarizadas para el análisis de agua potable y residual de As requieren de un espectrofotómetro de absorción atómica con generador de hidruros, el cual es poco común en laboratorios. Otros métodos colorimétricos, que utiliza el reactivo complejante dietilditiocarbamato de plata, pueden detectar hasta cantidades mínimas de 10 ppb, pero resultan necesarios equipamientos específicos (generador de arsina y tubo de absorción) y ser cuidadosos en el manejo de los mismos ya que libera arsina, altamente tóxica. El objeto de este trabajo es desarrollar una metodología específica para determinar As, a niveles de vestigios en laboratorios de baja complejidad aplicando la metodología de la espectrofotometría, abaratando costos y simplificando las técnicas analíticas. El método seleccionado es el que utiliza como reactivo al molibdato de amonio. Es un método espectrofotométrico basado en la formación del complejo arsenicomolibdico de color azul, entre el arseniato y el molibdato de amonio en presencia de sulfato de hidracina (reductor). Interfieren fosfatos y silicatos que forman complejos similares con el reactivo y deben ser separados. Es el método espectrofotométrico oficial de la AOAC (Asociación Oficial de Químicos Analíticos) para la determinación de arsénico en plantas, alimentos y aguas) siendo un método con mayor sensibilidad y exactitud que el método del ditiocarbamato. El arseniato, en solución acuosa, reacciona con el molibdato amónico, en medio ácido, obteniéndose un compuesto amarillo (arsenomolibdato de amonio). Este compuesto en presencia de un reductor (ácido ascórbico) forma un color azul característico (Azul de Molibdeno). El equipo de trabajo ya verificó el funcionamiento de la técnica analítica y en estos momentos se está trabajando con la confiabilidad del método. Para ello se están realizando ensayos en muestras de diferentes orígenes, a fin de analizar las posibles interferencias para verificar su confiabilidad, sensibilidad y repetitividad para luego verificar y validar el método a través de análisis de interlaboratorios realizados por otros métodos tradicionales.*

**Palabras claves:** Arsénico, método, confiabilidad, validación.



## COBRE EN EL ESTUARIO DE BAHIA BLANCA

**Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Medus, Silvina<sup>1</sup> y Dosso, Antonela<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
E-mail: ocifuentes@speedy.com.ar, web:<http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Los monitoreos ejecutados durante el período 2002-2012 en el estuario de Bahía Blanca (Argentina), pusieron en evidencia la presencia de cobre (Cu) en aguas superficiales, sedimentos y peces. Esto disparó el objetivo del presente trabajo, que consiste en identificar las posibles fuentes que lo podrían estar aportando en el estuario bahiense. El trabajo se inicia con un marco teórico sobre el metal, incluyendo origen, efectos sobre la salud y el medioambiente, fuentes y productos que lo contienen, acuerdos e instrumentos internacionales medioambientales que lo incluyen, así como leyes y decretos argentinos que lo mencionan. Posteriormente se describe el área, identificando las descargas naturales y antrópicas, puntuales y difusas, y los puntos de monitoreo sobre el estuario, que luego de ser geoposicionados, se vuelcan en un Sistema de Información Geográfica (SIG), a fin de poder visualizarlos espacialmente y analizar la relación entre ellos. Seguidamente, se recopilan, verifican y procesan los resultados de las descargas de los efluentes industriales y urbanos, y se comparan con los máximos establecidos para vuelco en la legislación vigente, considerando el cuerpo receptor de cada descarga. De la evaluación de los registros disponibles no es posible establecer una única fuente que aporte Cu, pero se destacan concentraciones por encima de los estándares de referencia en algunos cursos naturales (Sauce Chico y Saladillo de García). Tampoco se pudieron obtener resultados de Cu en el material particulado de los efluentes gaseosos de la Termoeléctrica y la Refinería ubicadas en la zona de estudio, los cuales están indicados en la bibliografía como una fuente de liberación de Cu a la atmósfera. Los resultados evaluados de las descargas industriales y urbanas nunca superaron los valores admisibles de este metal establecidos por la legislación vigente para este metal.*

**Palabras clave:** Calidad de agua, Efluentes, Cobre, Estuario.



## ENSAYO DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN UN EFLUENTE INDUSTRIAL RECALCITRANTE

Farías, Alejandro R.<sup>1</sup>, Utgés, Enrique E.<sup>1</sup>, Tenev, María D.<sup>1</sup>, Hervot, Elsa I.<sup>1</sup>, Utgés, Enid M.<sup>1</sup>, Baccaro, Julián<sup>1</sup>, Ferreyra, María B.<sup>1</sup>, Mlot, Zaira<sup>2</sup>

*1: Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos  
- Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Resistencia.  
French 414 – Resistencia – Chaco – Argentina. CP 3500.*

*2: Indunor Sociedad Anónima. La Escondida.  
Chaco. CP 3514.  
gistaq@gmail.com*

**Resumen.** *La fabricación de furfural se realiza a partir del procesamiento de aserrín de quebracho colorado, después de haberle extraído el tanino. Genera en la primera etapa de destilación un efluente líquido denominado “aguas madres”, con altos niveles de materia orgánica (principalmente ácido acético y algo de furfural) y bajos valores de pH. Actualmente, dicho efluente es tratado por medio de un sistema de pantanos secos que utiliza plantas autóctonas para la biorremoción. El objetivo de este trabajo es evaluar el crecimiento bacteriano, inoculando bacterias autóctonas provenientes de distintos sectores de la planta de tratamiento actual, en un medio de cultivo preparado con el efluente industrial a distintas diluciones, para determinar la más adecuada. Los microorganismos con los que se trabajó provienen de tres fuentes: aguas cloacales de la fábrica, lodos de las piletas de sedimentación y raíces de plantas de los sistemas de pantanos secos. Se inocularon cantidades similares de bacterias ( $10^6$  UFC/ml) a las distintas diluciones de aguas madres enriquecidas con fuentes de fósforo y nitrógeno, para estandarizar la cantidad de nutrientes. Se incubaron durante 8 días a 30°C y la confirmación de crecimiento se realizó a partir de repiques realizados cada 48 hs a un medio de cultivo sólido de similar composición, verificando el crecimiento bacteriano. El grupo de bacterias aisladas será utilizado para una segunda etapa de adaptación y ensayos de tratamiento del efluente a través de un reactor de lecho fluidizado.*

**Palabras clave:** microorganismos, furfural, aguas madres, efluente.



## SISTEMA DE INFORMACIÓN DEL AGUA EN EL SUDOESTE BONAERENSE, UNA HERRAMIENTA ESENCIAL PARA LA GIRH

**Frank, Carlos; Sartor, Aloma; Bonzini, Marcio; Bini, Rodrigo**

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: asartor@frbb.utn.edu.ar , web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *La necesidad de contar con mecanismos que faciliten el acceso a la información de base, como sustento para la construcción de conocimiento y fundamento de políticas del agua, abren una posibilidad de participación activa dentro del espacio de las Instituciones de Educación Superior en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), con varias ventajas colaterales: involucramiento de grupos de investigación específicos con temas regionales concretos; relacionamiento con disciplinas complementarias; vuelco de resultados a las cátedras y a los organismos de aplicación; progresiva consolidación de “líneas de confianza” para el trabajo colaborativo. Se propone en este trabajo mostrar los avances del Sistema de Información del Agua que ha formado parte del proyecto “Gobernanza y GIRH” y que, dentro del espectro de posibilidades, integra la información colectada, tanto por el proyecto mismo, como por los aportes de las Tesis de Maestría que forman parte del grupo, utilizando como plataforma un “sistema de información geográfica (SIG)”. Esta tarea, relacionada con el sector de TIC de la FRBB, tendrá como resultado un espacio de publicación y actualización permanente de datos relacionados con las cuencas de la región del sudoeste bonaerense, así como información relacionada con la gestión del agua en las localidades ubicadas sobre dichas cuencas. Se cuenta hoy con datos e información sobre el tipo de fuente y recursos hídricos utilizados en cada localidad de las cuencas de la región, el tipo de gestión de los servicios de agua potable y cloacas y contactos locales de los servicios. El SIG superpone diferentes mapas temáticos útiles para realizar abordajes teóricos desde la perspectiva de la GIRH (uso de suelo, población, infraestructura vial y ferroviaria, recursos hídricos, delimitación de cuencas y subcuencas, geo-referenciación de pozos e infraestructura de los servicios de agua y cloacas, etc.). El sistema de Información de Agua se encuentra disponible asociado a la Web de la Facultad Regional Bahía Blanca de la UTN.*

**Palabras clave:** GIRH, Gobernanza del Agua, servicios de agua y cloacas, sudoeste bonaerense, SIG.



## LA CALIDAD DEL AGUA EN LA RIOJA

Gracia German<sup>1</sup>, Calbo Vicente<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento Electromecánica,  
UTN Facultad Regional La Rioja.

<sup>2</sup>GAIA, Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales,  
UTN Facultad Regional La Rioja.  
e-mail: gaia.utn.frjr@gmail.com

**Resumen.** *En la provincia de la Rioja existen varias cuencas hidrológicas que pueden clasificarse teniendo como variable la calidad del agua. En esta clasificación pueden considerarse las causas antrópicas que la afectan. Existen numerosos estudios efectuados por diversos organismos y consultoras y este trabajo pretende lograr la puesta en común, no realizada hasta el momento, lo que facilitará administración eficiente del recurso hídrico. La cuenca del Velazco, en la que se encuentra y de la que se abastece la ciudad de La Rioja, la más crítica ya que presenta contaminación y su evaluación es uno de los objetivos de este trabajo. Se manifiestan, entre otros problemas, una pluma de contaminación de nitritos proveniente de pozos ciegos y pérdidas en la red cloacal, también se presenta contaminación con metales pesados aportados desde el parque industrial. La inadecuada ejecución de algunas perforaciones es también un factor analizado. Los principales problemas detectados son:*

- *Contaminación de las napas donde se extrae el agua para consumo.*
- *Sobreproducción de los pozos no teniendo en cuenta la real recarga del acuífero.*
- *La falta de control en el vertido de efluentes industriales y cloacales domiciliarios.*
- *Descargas pluviales conectadas a cloacas.*
- *Interferencia entre pozos.*
- *Falta de desinfección de las máquinas para perforar y al intervenir en los pozos.*
- *Falta de sellado de la zona contaminada.*

*Como consecuencia de estos problemas, se plantea un plan de contingencia para evitar que los mismos se agraven y lograr su mejora en el tiempo. También se efectúan recomendaciones referidas a las operaciones habituales, en el uso, en la ejecución de las perforaciones y mantenimiento de pozos para la provisión de agua.*

**Palabras Claves:** Contaminación, Antrópica, Plan, Contingencia, La Rioja



## IMPERMEABILIZACIÓN: UN INDICADOR DE FUNCIONAMIENTO HIDROLÓGICO Y SU RELACIÓN CON EL RIESGO DE INUNDACIONES. EL CASO DE LA CUENCA MATANZA- RIACHUELO.

**Lafflito, Cristina, Porta, Andrés, Blanco Esteban, Nieto Daniela & Carla Mergel**

Universidad Nacional de Lomas de Zamora –  
Facultad de Ingeniería  
cristinalafflito@yahoo.com.ar

**Resumen.** *En la actualidad el avance de la urbanización y sus consiguientes impactos ambientales presentan un incremento exponencial. La tasa de aumento de la población mundial presenta un patrón similar. Al relacionar estos procesos, se verifica un aumento en el porcentaje de población en riesgo ambiental. Un ejemplo local se da en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), en particular en la Cuenca Matanza – Riachuelo (CMR). En el área de estudio se puede observar una alta degradación ambiental producto de las acciones antrópicas que se generan ante el asentamiento de una megaciudad. En este contexto es importante analizar la población en riesgo ambiental y gestionar este riesgo con el fin de minimizar su impacto. El objetivo del estudio es conocer la relación entre la degradación ambiental y la población con riesgo ambiental, generando información de base y propuestas para la gestión ambiental del área. Para lo cual se analizará un indicador de calidad ambiental y la población en riesgo asociada: la impermeabilización y la población en riesgo de inundaciones dada la modificación en la dinámica hídrica. Este trabajo pretende conocer la relación de la superficie impermeabilizada y el área inundable. Para ello se realizará un mapa de superficie impermeabilizada mediante la utilización de un modelo aplicado a un sistema de información geográfico (GIS). Además se generará un mapa de riesgo de inundación a través del análisis y geo-referenciación de datos estadísticos. A partir del cual se indagará acerca de la población en riesgo utilizando datos censales. Por último se presentarán lineamientos generales para la gestión ambiental de este aspecto. Se observa que la CMR presenta una impermeabilización mayor al 20%, lo cual implicaría una disminución en la calidad del cauce fluvial, un incremento en la escorrentía y por consiguiente un aumento en la población en riesgo de inundación.*

**Palabras claves:** superficie impermeabilizada, escorrentía, inundaciones, población de riesgo, gestión ambiental.





## ESTUDIO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN SARANDÍ –PARTIDO DE AVELLANEDA-

**J. Machalec, C. Speltini, G. Coppo**

Departamento de Ingeniería Química, Facultad Regional Avellaneda  
Universidad Tecnológica Nacional  
e-mail: cspeltini@fra.utn.edu.ar  
e-mail: jmachalec@fra.utn.edu.ar

**Resumen.** *Los estudios realizados sobre calidad de agua en los arroyos Sarandí y Santo Domingo, de la localidad de Sarandí –Partido de Avellaneda-, muestra el impacto producido por la actividad antrópica a lo largo del cauce y en el transcurso del tiempo, los vertidos clandestinos de diferente procedencia transformaron la esencia de los arroyos que actualmente se tornan como canalizadores de un amplio conjunto de sustancias contaminantes. El escenario planteado sugiere avanzar el estudio en diferentes direcciones, una de ellas queda establecida por la interrelación con las aguas subterráneas. El trabajo tiene por objetivo indagar sobre la calidad del agua subterránea y su relación con el agua superficial. Para realizar el estudio se seleccionó un predio de 380 ha, en la zona costera de Sarandí, limitado por ambos arroyos y por el Río de la Plata, donde se realizan diversas actividades agrícolas y donde se dispone de dos perforaciones para la toma de muestras a diferentes profundidades de 8,5 m y 15 m, ubicadas a una distancia de 250 m entre ellas. Se realizaron 6 muestreos de agua subterránea en distintas estaciones del año. Sobre las muestras se investigó la presencia y concentración de un conjunto de metales pesados - arsénico, cadmio, plomo y cromo- utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer A Analyst 300 y un generador de hidruros FIAS 100. Los resultados muestran variaciones temporales significativas en las concentraciones de los analitos investigados, dando cuenta de la superación de los niveles de referencia fijados por el Código Alimentario Argentino para el agua de consumo humano. La comparación con los resultados de los mismos parámetros analizados en agua superficial revela cierto grado de correspondencia, estableciéndose distintas hipótesis en relación a los resultados obtenidos.*

**Palabras clave:** agua subterránea, metales pesados, actividad antrópica



## ESTUDIO SOBRE CONSUMO DE AGUA EN EDIFICIOS DE ALTURA

**Martínez, María Lidia, Valle, Ariel, Moreno, Lucas**

1: Centro de Innovación e Investigación Tecnológica (CENIIT).  
Universidad Nacional de La Rioja (UNLaR).  
Av. Luis Vernet y Apóstol Felipe. La Rioja (5300).  
martinezmarialidia2014@gmail.com

**Resumen.** *El siguiente proyecto enmarcado en el ámbito geográfico de la ciudad de La Rioja, propone conocer diseños de instalaciones sanitarias que permitan ahorrar consumo de agua en edificios de viviendas. El objetivo es conocer consumos por artefacto (inodoro y lavatorio) mostrando un diseño de instalación convencional y proponer un diseño no convencional en la zona, proponiendo reciclaje y reutilización de aguas que entran o salen del edificio. Para ello se realizó experimentación en maqueta escala 1:1, sobre consumos de los artefactos. Así mismo, se propone el diseño no convencional de una factible propuesta sustentable. En esta primera instancia se realizó 'prueba de gota', para determinar en cantidad de pérdida por día. Para la comparación de los diseños de las instalaciones se realizaron 2 diseños para muestras, con el fin de determinar si existen diferencias significativas de ahorro en más del 60% de probabilidad en los valores de las pruebas. El proyecto se desarrolla considerando como población a trabajar la ciudad capital de La Rioja. Trabajando la unidad de análisis nominal (diseños tradicionales y diseños alternativos). Se interactúa enfoques cuanti y cualitativos de investigación, con alcance correlacional- explicativo, brindando aportes desde la Universidad al problema del agua. En los resultados parciales se verificaron diferencias variables en consumos, que en algunos casos están asociados a la no interacción de la tecnología. Esto indicaría que las mediciones realizadas permitieron obtener valores similares a los conocidos y otros no.*

**Palabras claves:** Agua, Consumo, Edificios





## GESTIÓN DE RIESGOS DE INUNDACIÓN. CASO ESPAÑA

**Martínez, N. Carolina<sup>1</sup>, Allende García, M. Carla<sup>1</sup>, López, Eduardo G.<sup>1</sup>, Britch, Javier<sup>1</sup>**

1: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro López eq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA), Córdoba  
Javier Britch, javierbritch@hotmail.com

**Resumen.** *Sólo en la última década, en la República Argentina, se han dado casos de inundaciones a niveles de eventos catastróficos con enormes daños en la forma de impactos económicos, pérdidas humanas, heridos y traslados de cientos a miles de personas a lugares de resguardo. Tras recopilación de datos de diferentes casos de inundación se encuentra que la legislación existente en nuestro país en los distintos niveles jurisdiccionales, no es suficiente ante la contingencia de la inundación ni en su gestión preventiva. Por ello se hace necesario el desarrollo de una legislación abarcativa desde la prevención y capacitación hasta el resarcimiento de las víctimas ante estos eventos catastróficos. Los decretos argentinos más recientes sólo identifican y declaran zonas de emergencia para el resarcimiento económico a los afectados por un evento de inundación. De manera exploratoria se expone como referencia la normativa de la Comunidad Europea (Directiva 2007/60/CE). Al respecto en ella se declara la necesidad de contemplar y aplicar una gestión de riesgos de inundación la cual debe estar caracterizada por “prevención, protección, preparación, respuesta ante emergencia, remediación y lecciones aprendidas“. Como muestra de la adopción de una gestión de riesgos de inundación se estudia la transposición de la Directiva 2007/60 de la Comisión Europea a la legislación española mediante Real Decreto 903/2010. Esto se desarrolla en tres fases de evaluación global, jerarquización de áreas en base al riesgo de inundación y plan de gestión. Estas fases de adaptación e implementación darán bases para una regulación madura de la situación en Argentina.*

**Palabras clave:** Gestión de Inundaciones, Legislación Argentina/Comunidad Europea, Directiva 2007/60, Real Decreto 903/2010



## SIG COMO HERRAMIENTA DE IDENTIFICACION DE METALES EN CUENCAS COLECTORAS URBANAS

**Medus, Silvina<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: silvina\_medus@yahoo.com.ar, web: <http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *El objetivo del trabajo es proponer una metodología apoyada en Sistemas de Información Geográfica (SIG) para indagar sobre el origen de metales en el interior de un ejido urbano. Se requiere contar con un marco teórico respecto a productos y fuentes que contienen el metal evaluado a fin de filtrar las industrias que podrían contenerlo en sus efluentes; considerar que la presencia del metal en agua es indicadora de ingreso reciente al sistema; evaluar el efecto de las corrientes y en algunos casos mareas, para determinar los posibles radios de influencia; contemplar la legislación internacional, nacional y local correspondiente que incluya estándares de calidad para el metal, tanto para el cuerpo receptor como para el vuelco de efluentes; contar con una tipificación ordenada de los rubros de cada industria, indicando el proceso que involucra cada actividad, para hacer más ágil la identificación de aquellas que podrían aportar el metal a la colectora cloacal, y la información que permita su geoposicionamiento para obtener un mapa completo de las descargas, así como de la derivación a las distintas cuencas colectoras urbanas. Para mostrar la metodología se presenta el caso del plomo (Pb), detectado disuelto en agua del estuario, en estaciones próximas a las dos descargas cloacales de Bahía Blanca (Argentina). Como resultado se puede observar que de las 158 industrias identificadas como posibles aportantes de Pb, el 66% se encuentra dentro de la Cuenca Cloacal Principal Bahía Blanca y el 34% se ubica en el área de la Tercera Cuenca; mientras que para las 42 estaciones de servicio los porcentajes son 69% y 31% respectivamente. Coincidentemente con la mayor detección de Pb en los efluentes de la Cuenca Principal Bahía Blanca es superior el porcentaje de industrias y estaciones de servicio localizadas en dicha cuenca. Las consideraciones finales contemplan además, las limitaciones para la aplicación de la metodología.*

**Palabras clave:** Calidad de agua, Sistemas de Información Geográfica, Metales.



## DETERMINACIÓN *IN SITU* DE ARSÉNICO EN AGUA SUBTERRÁNEA EN LA REGIÓN DE RAFAELA, SANTA FE

Jorge M. Meichtry<sup>1,2,3</sup>, Konrad Siegfried<sup>4</sup>, Graciela De Seta<sup>1</sup>, Fernando Reina<sup>1</sup>, M.  
Cecilia Panigatti<sup>5</sup>, Rosana Boglione<sup>5</sup>, Carina Griffa<sup>5</sup>, Marta I. Litter<sup>2,3,6</sup>

1: Dpto. Ing. Química, Facultad Regional Buenos Aires, UTN, Medrano N° 951, CABA

2: CONICET, Av. Rivadavia 1918, CABA

3: Gerencia Química, Centro Atómico Constituyentes, Av. Gral. Paz 1499 San Martín, Buenos Aires

4: Helmholtz Center for Environmental Research GmbH - UFZ, Leipzig, Alemania

5: Facultad Regional Rafaela, UTN, M. Acuña 49, 2300 Rafaela, Santa Fe

6: 3iA, UnSAM, Peatonal Belgrano 3563 San Martín, Buenos Aires

e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar - meichtry@cnea.gov.ar

**Resumen.** *La presencia de arsénico en la llanura Chacho-Pampeana es conocida desde hace varias décadas, lo cual hace indispensable el análisis de las fuentes de agua subterránea en esta región. La gran variabilidad que existe en la concentración de arsénico entre fuentes cercanas, así como la variabilidad en una misma fuente a medida que ésta es usada, vuelve necesario el uso de técnicas analíticas económicas y que puedan usarse in situ para el análisis de arsénico. Dentro de las técnicas in situ actualmente disponibles, las más comunes son las que se basan en ensayos químicos por generación de arsina, y las basadas en ensayos biológicos. Se analizó el agua subterránea de 15 pozos ubicados en Rafaela, Santa Fe, y sus alrededores, realizándose determinaciones in situ de arsénico total empleando un test químico (Econo Quick, ITS, USA) y el test biológico ARSOLux. Las concentraciones de As obtenidas fueron comparadas con las determinadas en análisis posteriores mediante ICP-OES e ICP-MS en muestras conservadas con HNO<sub>3</sub>; también se analizó la especiación de As mediante HPLC-ICP-MS en muestras conservadas con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>. También se realizaron por ICP-OES determinaciones de Al, B, Ca, Cr, Fe, Mn, Si y V disueltos. Se analizó además el carbono inorgánico (IC) y el carbono orgánico total (TOC), así como también la presencia de F<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Se observó una mejor correlación entre los valores obtenidos con la técnica de referencia ICP-MS con la técnica ARSOLux que con el test químico, lo cual indica que éste último es un mejor sensor en campo. Se observó una correlación negativa entre los valores de As y los de Ca y Fe, así como una positiva de As con V y con F, mientras que el análisis de HPLC-ICP-MS reveló que As(V) es la especie mayoritaria en todas las muestras (≥98,5% de As total).*

**Palabras clave:** Arsénico, llanura Chaco-Pampeana, Determinación *in situ*.



## INFERENCIA DEL ESTADO DE FOSFATO, SULFATO Y CONDUCTIVIDAD DEL AGUA DE RIO PARA RIEGO

Moya, N. S.<sup>1</sup>; Gianinetto, F. E.<sup>1</sup>; Murillo, M. D.<sup>1</sup>; Vega Caro, L.<sup>1</sup>; Aguirre, R. O.<sup>2</sup>; Sánchez, J. S.<sup>2</sup>; Rivero, G. N.<sup>2</sup>; Cuellar, J. E.<sup>2</sup>.

1: Miembros del CEDIA- UTN

2: Becarios de investigación del CEDIA-UTN  
susana\_moya2004@yahoo.com.ar

**Resumen** *La ingeniería de la calidad del agua comprende la naturaleza biológica, química y física de la misma. El manejo de la contaminación del agua varía en función del tipo de material contaminante. Los fosfatos son los provenientes de los compuestos de fósforo, que se aplican como fertilizante en zonas agrícolas o se utilizan en la fabricación de detergentes. Se considera que el límite máximo para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y controlar la eutrofización acelerada de ríos y arroyos es 0,1 mg/l. El sulfato en general no está regulado en la normativa internacional sobre calidad de aguas para riego, pero contribuye a la salinidad del agua de riego junto con  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{HCO}_3^-$ , además de la conductividad y sólidos disueltos, parámetros, que si están regulados en la normativa internacional. Pero se establece una relación entre el sulfato que no está regulado por la norma y la conductividad que si esta normada. Lo cual va a permitir inferir los efectos adversos en los cultivos que se rieguen y que métodos de cuidado necesiten. En el presente trabajo se analizó fosfatos, sulfato y conductividad en tres (3) puntos de muestreos del Río Salí. Siendo el punto uno (1) Unión del Río Loro con el Río Salí, punto dos (2) Barranca Colorada y punto tres (3) Salida del Dique. La metodología utilizada ha consistido en trasladar muestras de agua del Río de los tres puntos de muestreos al laboratorio. Durante 8 meses de abril a noviembre, siendo un total de veinticuatro (24) muestras. Se han medido los valores con fotómetro compacto para análisis de aguas PF-12 y Conductímetro Salinity Metes 850038-SPERS Cientific. Los valores obtenidos para fosfato se encuentran entre 1,4 y 2,1 mg/l, para sulfato entre 110 y 130 mg/l y para la conductividad se tiene entre 501  $\mu\text{s}$ . y 1200  $\mu\text{s}$ .*

**Palabras Claves.** Sulfato- Fosfato- Conductividad- Río- Agua



## CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS DEL CANAL SARANDÍ EN SU DESEMBOCADURA EN EL RÍO DE LA PLATA

Naser, María del C. <sup>1</sup>; Speltini, Cristina<sup>1</sup>, Bertini Liliana<sup>2</sup> y Vanarelli Mauro<sup>2</sup>

1: Departamento de Ingeniería Química, Facultad Regional Avellaneda  
Universidad Tecnológica Nacional  
e-mail: mnaser@fra.utn.edu.ar  
e-mail: cspeltini@fra.utn.edu.ar

2: Departamento de Ingeniería Química, Instituto Tecnológico Buenos Aires  
lbertini@itba.edu.ar  
mvanarelli@itba.edu.ar

**Resumen.** *Los tipos de depósitos encontrados en la desembocadura de un arroyo pueden ayudar a determinar la salud del mismo y su ecosistema. La desembocadura es la parte más baja de un flujo de agua, como ocurre con este arroyo, es decir, aquella sección del canal Sarandí donde vierte las aguas al Río de la Plata. El arroyo Sarandí recorre varios partidos del sur del conurbano bonaerense siendo colector de efluentes industriales y pluviales. En su tramo final, a cielo abierto, atraviesa el Polo Petroquímico Dock Sud, asentamientos precarios, una zona de quintas y relictos de selva marginal. Este trabajo pretende caracterizar los sedimentos de la pluma de desembocadura de este arroyo en el Río de la Plata a partir del análisis de la biodisponibilidad de metales pesados. Estos datos permitirán aportar fundamentos para proceder al saneamiento de la zona. Los denominados metales pesados en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la vida. Se realizó el fraccionamiento químico secuencial aplicando el esquema de Tessier, una herramienta analítica utilizada para evaluar la asociación y distribución de metales en la fase sólida. La toxicidad y movilidad de los metales pesados depende principalmente de su forma química y de cómo están ligados a la matriz sólida. Cuando los metales pesados quedan fijados por los sedimentos, su impacto medio-ambiental se reduce. Es importante conocer los mecanismos que rigen la retención de los metales pesados en las matrices sólidas. Se ha encontrado que los metales se encuentran en muy baja concentración en la desembocadura del canal, unidos a la fase orgánica y a iones sulfuros que impide la movilización.*

**Palabras clave:** Especiación química, metales pesados, biodisponibilidad.



## DESARROLLO DE UN SOPORTEREAATIVO PARA LA DEGRADACIÓN DE BTEX Y MTBE EMPLEANDO BARRERAS REACTIVAS PERMEABLES

**Pepino Minetti, Roberto C.; Barletta, Maximiliano S; Viano, Denis G.; Macaño, Héctor; R. Britch, Javier**

CIQA (Centro de Inv. y Transf. en Ingeniería Química Ambiental)  
Facultad Regional Córdoba  
Universidad Tecnológica Nacional  
Maestro Marcelo López esq. Av. Cruz Roja Argentina  
Ciudad Universitaria - (X5016ZAA) Córdoba – ARGENTINA  
e-mail: rpm@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

**Resumen.** *Las barreras reactivas permeables (PRB) son sistemas pasivos empleados para la remediación in situ de aguas subterráneas (GW). Se los llama pasivos porque la pluma de contaminantes atraviesa el material de la barrera debido al gradiente hidráulico natural del acuífero. Las PRB pueden configurarse de distintas maneras para el tratamiento de GW, siendo la más utilizada el esquema de Embudo-Puerta en donde se utilizan materiales de baja permeabilidad para la construcción del embudo de manera tal de dirigir el flujo de GW hacia la puerta, en donde se ubica la zona de tratamiento de mayor permeabilidad. El objetivo fue desarrollar un material sólido en forma de pellet para ser empleado como relleno de PRB y que sea capaz de llevar a cabo la degradación de los BTEX y MtBE disueltos en GW, para lo cual se ensayaron distintos materiales adsorbentes y diferentes ligantes con una cupla de oxidantes químicos (persulfato de sodio y ferrato de potasio). Se ensayaron además propiedades de resistencia mecánica y porosidad del pellet, adsorción de contaminantes y liberación de oxidantes. De los materiales ensayados y de los diferentes métodos de secado a los que fueron expuestos los pellets obtenidos, los mejores resultados se obtuvieron empleando carbón activado como adsorbente y un ligante cementicio con posterior secado a temperatura ambiente que le confirió un excelente comportamiento mecánico. La porosidad promedio de los pellets obtenida con picnómetro fue de  $50 \pm 4$  %, la concentración máxima de benceno adsorbido analizado por cromatografía gaseosa fue de 0,34 g benceno/g pellet en un tiempo aceptable de 1,5 horas y la desorción de oxidantes fue baja. Los resultados obtenidos en escala de laboratorio sobre el pellet seleccionado lo hacen potencialmente adecuado para su uso en PRB por su gran capacidad de adsorción de compuestos orgánicos así como por su porosidad que favorece la reacción con los oxidantes propuestos.*

**Palabras clave:** barreras reactivas permeables, BTEX y MTBE, agua subterránea.





## APORTES DE ZINC AL ESTUARIO BAHIENSE (PRIMER AVANCE)

**Pérez, César<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Escudero, Daniela<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)

UTN - Facultad Regional Bahía Blanca

11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca

e-mail: [chperez@bvconline.com.ar](mailto:chperez@bvconline.com.ar) ; [ocifuentes@speedy.com.ar](mailto:ocifuentes@speedy.com.ar) ; [daniela\\_escudero@yahoo.es](mailto:daniela_escudero@yahoo.es)

**Resumen.** *La presentación constituye el primer avance de la tesis del Ing Químico César Pérez para lograr la Maestría en Ingeniería Ambiental.*

*A partir de la detección de zinc en agua, sedimentos y peces del estuario bahiense (Provincia de Buenos Aires, República Argentina), se plantea como objetivo determinar las fuentes aportantes de este metal. Para ello, se analizan los resultados de los monitoreos (período 2001-2012) de todas las descargas naturales y antrópicas, puntuales y difusas que vuelcan al estuario, en el área de aplicación de la Ley Provincia de Buenos Aires N° 12.530/00.*

*En primera instancia, a fin de orientar la búsqueda y para contar con un marco teórico actualizado sobre zinc, se realiza una revisión bibliográfica nacional e internacional sobre su origen, efectos sobre la salud y el medioambiente (detección en agua, sedimentos y peces), fuentes y productos que lo contienen, acuerdos e instrumentos internacionales medioambientales que lo incluyen, así como leyes y decretos argentinos que lo mencionan.*

*Posteriormente se recopilan, validan, procesan y analizan los resultados de zinc de las distintas descargas mencionadas (para descargas puntuales, se compara con los máximos admitidos por la legislación vigente, según cuerpo receptor). De acuerdo a la bibliografía se estiman los posibles aportes de fuentes difusas (urbanas, atmosféricas). De este análisis surgen las consideraciones y/o recomendaciones finales respecto a las descargas aportantes de zinc. A la fecha de esta presentación surge que el zinc se detecta en casi todas las descargas industriales y cloacales, aunque no debemos despreciar la deposición atmosférica y escorrentía urbana durante precipitaciones.*

*El trabajo de investigación puede llevarse adelante gracias al acceso a la información volcada en el Programa Integral de Monitoreo (PIM), elaborado anualmente por el Comité Técnico Ejecutivo de la Municipalidad de Bahía Blanca, disponible en:*

*[http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes\\_medamb.php](http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php)*

**Palabras clave:** Calidad de Agua, Efluentes, Zinc, Estuario.



## ANÁLISIS DE POTABILIDAD DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA PLATA Y ALREDEDORES

**Rozadilla, G.; Fernández, M.; Rivero Berti, I.; Cano, L.A.**

Facultad de Ciencias Exactas

UNLP

Calle 47 y 115

tallerdeaguas@gmail.com

**Resumen:** *En este trabajo se presenta el relevamiento de la calidad de agua subterránea de consumo humano en zonas del Gran La Plata y alrededores que no cuentan con acceso al servicio de agua potable. En una primera instancia se realizaron visitas al barrio donde nos interiorizamos sobre la realidad social del barrio, la problemática específica en torno al agua que consumen y se programó la realización del muestreo de aguas en algunas casas de los vecinos distribuidas estadísticamente en la zona de trabajo. Se realizó el análisis de laboratorio de muestras de agua y se verificó el cumplimiento de las normas vigentes a nivel provincial y nacional, Ley 11.820 y Código Alimentario Nacional 2003 respectivamente. Estas normas refieren a las características que debe reunir el agua para ser considerada potable y apta para el consumo domiciliario. A cada muestra se le realizó el análisis Fisicoquímico: Determinación de in situ de color, olor, turbiedad y pH; Investigación cuantitativa de Nitritos, Nitratos y Fluoruro; Determinación en el laboratorio de Sulfatos, Alcalinidad, Dureza y Cloruros (todas según manual “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 20th edition, 1998) y el análisis Microbiológico: Recuento de bacterias heterótrofas totales; Recuento de coliformes totales, determinación de E. Coli y Pseudomona aeruginosa; Investigación de Shigella (según Manual de Center of Disease Control CDC EE.UU. – Organización Mundial de la Salud OMS, 2003). Los resultados históricos del proyecto nos revelan que de las muestras analizadas, alrededor de un 90 % no son aptas para consumo humano desde un punto de vista microbiológico, principalmente por la presencia de E. Coli; Mientras un 30% presentan contaminación fisicoquímica, la cual corresponde a elevados niveles de Nitratos.*

**Palabras clave:** Aguas subterráneas, Potabilidad, La Plata.





## ESTUDIO DE DIFERENTES SUSTRATOS PARA SER UTILIZADOS EN UN WETLAND CONSTRUIDO PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE TAMBO

Schierano, M. Celeste<sup>1,2</sup>; Panigatti, M. Cecilia<sup>1</sup>; Maine, M. Alejandra<sup>2</sup>; Aimo, Corina<sup>1</sup>; Asforno, Melina<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UTN. Facultad Regional Rafaela. Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe. Argentina  
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

<sup>2</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).  
e-mail: labquimicautn@gmail.com

**Resumen.** *En la región Pampeana se inició hace unos años, un proceso de intensificación de la producción de leche, generando un aumento en la cantidad de efluentes producidos en los tambos. Su manejo inadecuado, y a veces inexistente, resulta en una de las principales fuentes de contaminación de aguas subterráneas y superficiales. Los humedales construidos o wetlands, son sistemas en donde se aprovecha la capacidad de retención de contaminantes de sedimentos y de plantas acuáticas flotantes y arraigadas para la depuración de aguas. Un tipo de wetland muy utilizado en el tratamiento de este tipo de efluentes es el wetland subsuperficial de flujo horizontal (WSFH). El objetivo de este trabajo fue evaluar el sustrato más adecuado para ser utilizado en un WSFH plantado con la macrófita *Typha domingensis* para el tratamiento de efluentes de tambos. Se dispusieron en un invernadero 5 microcosmos simulando WSFH, cada uno con dos plantas, y con un sustrato diferente. Los sustratos evaluados fueron: canto rodado, grava, leca, canto rodado + zeolita y grava + zeolita. Se analizaron pH, Conductividad eléctrica, Sólidos Suspendidos, Nitrógeno Total Kjeldhal, Amonio, Nitrato, Fósforo Total y DQO; antes y después del tratamiento en cada microcosmo. Se utilizó la metodología propuesta por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater para los parámetros analizados. La evapotranspiración fue medida y compensada en cada caso, además de monitorearse el crecimiento de las macrófitas. Se verificó la tolerancia de la macrófita en estudio al efluente, ya que se comprobaron altas tasas de crecimiento de la misma. Se obtuvieron muy buenas remociones en lo que respecta a nutrientes, las cuales oscilaron entre 92 y 99% para Nitrógeno y Fósforo. La zeolita y la leca resultaron sustratos adecuados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de predios lecheros ya que demostraron el mejor desempeño en la remoción de contaminantes.*

**Palabras claves:** humedal subsuperficial de flujo horizontal, *Thypha domingensis*, contaminantes, tambos, sustratos, Nitrógeno, Fósforo.



## REGENERACION Y REUTILIZACION DE AGUAS RESIDUALES EN EL MARCO DE LA PERSPECTIVA DE LA GESTION INTEGRADA DE LOS RECURSOS HIDRICOS

**Schmidt, Patricia; Sartor, Aloma**

1:Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
E-mail: pschmidt@frbb.utn.edu.ar; asartor@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *El trabajo propuesto se enmarca en el análisis de la viabilidad socioeconómica en la implementación del reúso de aguas residuales con destino a las industrias de gran escala de la zona industrial portuaria de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Los períodos de sequía recurrentes y las condiciones propias de una región semiárida han sido puntos de partida para que el proyecto de construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) se haya incorporado entre las alternativas de abastecimiento para los próximos años. El área de influencia del mismo, abarca las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta dado que su funcionamiento liberaría agua para abastecimiento del sistema, el que actualmente depende mayoritariamente del embalse Paso de las Piedras sobre la cuenca del Río Sauce Grande.*

*Esta “fuente de agua” a partir del tratamiento de aguas residuales urbanas, se ha convertido en una alternativa mundial que crece sostenidamente como una opción necesaria desde la perspectiva de la sustentabilidad y que valoriza el recurso “agua dulce”, cada vez más escaso y valioso, crítico tanto para la vida como para el desarrollo de las comunidades.*

*Para realizar la evaluación socioeconómica del proyecto de construcción de una PTAR se utiliza la metodología Costo – Beneficio. El objetivo del presente trabajo es mostrar los avances de dicha evaluación, para lo cual se presenta un diagnóstico de la situación actual del área de estudio, incorporando la demanda y oferta en función de las infraestructuras actuales del servicio de agua y saneamiento y las mejoras en el mismo con la incorporación de optimizaciones. Los resultados obtenidos presentan las problemáticas que dan origen al proyecto de construcción de una PTAR en la ciudad de Bahía Blanca, mediante los siguientes análisis: balance oferta – demanda de agua y balance oferta – demanda de saneamiento. Para ello fue necesario estimar la demanda futura en función de la proyección demográfica de Bahía Blanca y Punta Alta, bajo las condiciones actuales y en una situación sin proyecto, pero con optimizaciones.*

*Esta ponencia es producto del trabajo de tesis para lograr el título de Maestría en Administración de Negocios (UTN- FRBB) de la Esp. Lic. Patricia Schmidt.*

**Palabras clave:** PTAR, reúso de aguas residuales, abastecimiento industrial, viabilidad socio-económica.



## SOSTENIBILIDAD DE LA GESTIÓN DEL SERVICIO DE AGUA POTABLE EN SAAVEDRA

**Torres, Noelia; Cifuentes, Olga; Sartor, Aloma**

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)

UTN - Facultad Regional Bahía Blanca

11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca

E-mail: noli@frbb.utn.edu.ar; ocifuentes@speedy.com.ar; asartor@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *La presentación tiene como objetivo demostrar que la sostenibilidad de la gestión del servicio de agua potable de Saavedra (Provincia de Buenos Aires, Argentina), está condicionada por la relación entre las variables de los subsistemas: ambiental, social, institucional y económico. En el marco de este sistema socio-ecológico, se identifican las variables que condicionan la gestión del servicio de agua potable dentro de cada subsistema y sus relaciones; se realiza la descripción de las etapas de la gestión del servicio, así como la construcción de indicadores de desarrollo sostenible para la gestión de servicios de agua potable que permiten detectar las debilidades y fortalezas de la gestión actual y medir tendencias en el tiempo. Para ello, se realizan encuestas, visitas y entrevistas a la Cooperativa que presta el servicio y actores sociales involucrados en la gestión; se geoposicionaron los pozos de captación de agua, se proyecta la población y la demanda de agua potable. También se consulta la normativa vigente, documentos técnicos, cartografía y censos estadísticos del INDEC. En las consideraciones finales, se enuncian las fortalezas y debilidades que presenta la actual gestión del servicio y las recomendaciones a los distintos actores sociales involucrados en la misma. Surge como condicionamiento más fuerte la relación del subsistema institucional con el resto de los subsistemas, porque de este depende el cumplimiento de la normativa existente, así como la implementación y efectividad de los controles periódicos de aquellas actividades productivas que pueden afectar la calidad del recurso hídrico subterráneo. El resumen es producto de la tesis de la Lic. Noelia Torres para lograr su título de Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN- FRBB).*

**Palabras clave:** sostenibilidad, gestión, servicio agua potable, indicadores



## EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL MEDIANTE INDICADORES BACTERIANOS EN PLAYAS DEL PARTIDO DE GENERAL ALVARADO. PROVINCIA DE BUENOS AIRES. ARGENTINA

Zamora A.S.<sup>1</sup>, Saicha A.V.<sup>1</sup>, Moschione E.<sup>2</sup>, Rampi M. G.<sup>1</sup> y del Rio J. L.<sup>3</sup>

1: Universidad Tecnológica Nacional UA-  
Mar del Plata

2: Laboratorio del Estado de Hessen, Alemania  
(LHL-Landesbetrieb Hessisches Landeslab)

3: FCEyN. UNMdP  
zamoraangelasofia@gmail.com

**Resumen.** *El presente trabajo: “Evaluación de la contaminación ambiental mediante indicadores bacterianos en playas del Partido de General Alvarado. Provincia de Buenos Aires. Argentina”, tuvo como finalidad realizar un estudio para conocer la contaminación ambiental de cuatro playas (Long Beach, Centro, Frontera Sur y Mar del Sud) del partido de Gral. Alvaro utilizando como indicadores a los coliformes totales y fecales, a Escherichia coli y al grupo de los enterococos fecales, se utilizó el método de los tubos múltiples, según Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA, APHA, WEF, 2012), junto con la observación microscópica y pruebas bioquímicas. Los muestreos se realizaron mensualmente, en la época estival abarcando desde el mes de diciembre de 2009 hasta febrero de 2013, las muestras fueron extraídas, los días lunes a las 15 h y remitidas al laboratorio dentro de las 6 horas para su procesamiento.*

*Los resultados obtenidos en las playas indican que Frontera Sur presentó los registros más altos para todos los indicadores utilizados, mientras que en Long Beach, se observaron los valores más bajos para los coliformes y E. coli y en la playa de Mar del Sud se determinó el NMP/100ml más bajo, de enterococos fecales. También en Playa Frontera Sur se evaluó el período anterior y durante al funcionamiento de la planta de efluentes de la ciudad de Miramar pudiéndose determinar que con el funcionamiento de la planta, un descenso muy marcado sobretodo en los NMP/100ml de coliformes y de E. coli, no así con los enterococos fecales, lo cual podría indicar una mejor persistencia de este último grupo en aguas saladas. Los autores agradecen la colaboración en la toma de muestras a alumnos y docentes de la Tecnicatura de Medio Ambiente Marino Costero-UTN-UA-MDP.*

**Palabras claves:** contaminación ambiental, agua de mar, coliformes, E. coli, Enterococos fecales.



## ANÁLISIS DE LAS EFICIENCIA DE MEMBRANAS PARA ÓSMOSIS INVERSA USADAS EN POTABILIZACIÓN DE AGUAS CON ALTO CONTENIDO DE ARSÉNICO

**Muscia, Lucas; Flores, Federico; Sanagi, Tanashi; Lan, Luis; Rafaelli, Hernán; Gauna, Nahuel; Caserotto, Florencia; Gottardo, Marcelo; Olivero, Marcelo; Scurati, Carlos; Dominighini, Claudio y Cataldi, Zulma**

1: Facultad Regional Buenos Aires Universidad Tecnológica Nacional  
Mozart 2300 B1613CRX CABA Sede Campus Medrano 951 C1179AAQ CABA  
cdominighini@frba.utn.edu.ar, zcataldi@frba.utn.edu.ar

**Resumen.** *La ósmosis inversa (OI), como una forma de tratamiento de aguas, es una tecnología nueva y de crecimiento rápido. Sobre la superficie de la membrana, se tiene una capa porosa delgada con microporos que permiten que solo el agua de baja concentración en iones pueda pasar. El movimiento de agua sobre la membrana la mantiene limpia, previniendo la acumulación de contaminantes que podrían dañarla. Esta comunicación es parte del PID Membranas de osmosis inversa para aguas con alto contenido de arsénico 2012-2015 (25/C136), y sus objetivos son: a) Analizar la estructura físico-químico de las membranas actuales para potabilización de agua por OI, b) Ensayar sus propiedades, c) Optimizar sus características y d) Diseñar nuevas membranas con características tecnológicas más eficientes y duraderas. El equipo de desarrollo es interdisciplinario y ofrece una mirada integradora al problema desde la complejidad tecnológica, así los mecánicos, analizan la viabilidad de los ensayos de alta presión, los químicos y textiles analizan la estructura, propiedades y desarrollo nuevas membranas de OI. Se siguen los lineamientos metodológicos de los experiencias en laboratorio. Se establecieron las variables de trabajo para el diseño de las membranas y se encuadraron dentro del marco teórico de trabajo. Se realizaron ensayos sobre el soporte textil de las membranas: resistencia y elongación, título, torsión, número de filamentos, regularimetría y pilosidad, tipo de hilatura, hilados elastoméricos presentes. Se llevaron a cabo mediciones y experimentos para el diseño de nuevas membranas y se analizó la efectividad en la retención del arsénico, empleando un equipo portátil. Entre los avances, se puede mencionar que se tomaron muestras de todas las capas, incluyendo la capa exterior de empaquetamiento de las mallas de la membrana y se sometieron a análisis físicos y químicos. Se vio que la capa de la membrana propiamente dicha, no tiene una estructura geométrica definida y repetitiva, es una estructura de largas fibras entrelazadas, que no están distribuidas uniformemente, no existiendo una secuencia geométrica estructural, ni diámetro de poro, por lo que se continuará en esta línea de investigación. A partir de este análisis se buscó establecer la relación entre la composición y la estructura de las membranas con la eficiencia de adsorción de Arsénico.*

**Palabras Clave:** membranas para ósmosis inversa, contaminación por arsénico.



## APLICACIÓN DE ZEOLITA PARA MEJORAR LA CALIDAD QUÍMICA DEL AGUA

**M. P. Alitta, M. Mercado, M. C. Baldo**

1: Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales (GAIA)  
UTN-Facultad Regional La Rioja  
e-mail: gaia.utn.frlr@gmail.com

**Resumen.** *La cuenca del Río Bermejo es la fuente de agua superficial más importante de la provincia de La Rioja, no sólo porque aporta prácticamente todo el módulo de descarga hídrica superficial de la provincia (12 Hm<sup>3</sup>/año), sino además porque es agua de carácter permanente. A causa de la presencia de boro, el agua en general es inapropiada para el riego de plantas sensibles, y regular para aquellas tolerantes a este elemento ya que su contenido varía entre extremos de 2,70 mg/l y 1,6 mg/l (INA-CRASS, 2005). El proyecto se fundamenta en la necesidad de desarrollar tecnologías efectivas y económicamente viables para mejorar la química del agua para el riego de cultivos como medio de sustento económico en la Región I de la provincia de La Rioja. El trabajo plantea el uso de zeolitas locales como medio de captación del Boro, elemento fitotóxico, para disminuir sus tenores.*

*Para la toma de muestras se utilizaron botellas plásticas libre de boro. Para la selección de las muestras de agua se analizó la geometría y el comportamiento de la cuenca, diferenciando la variabilidad estacional de caudal (y calidad) en dos épocas del año, invierno (de menor caudal) y verano (época de crecidas). El método aplica la utilización de columnas de lecho fijo, compuestas por zeolita natural previamente clasificada en clases granulométricas. Se seleccionaron 3 (tres) clases de tamaño, grueso, mediano y fino, colocando uno por columna. Se recircula el agua con tenores de Boro en cada una de las columnas por un plazo de 5 (cinco) días, tomando muestras al inicio y muestras diarias del lixiviado durante el desarrollo del método. Las muestras, se enviaron para su análisis, estando a la espera de los resultados y de acuerdo a ellos, se confeccionarán curvas de eficiencia de captación en relación a los iones seleccionados. El proyecto pretende desarrollar una alternativa de solución tecnológica para el mejoramiento de la calidad química del agua.*

**Palabras claves:** Zeolita, Boro, Intercambio iónico, Calidad de agua.





## ESTUDIO DE LA ADOPCIÓN DE LA DIRECTIVA 2007/60/CE DE GESTIÓN DE RIESGOS DE INUNDACIÓN A LA NORMATIVA ESPAÑOLA. BASES PARA UNA REGULACIÓN MADURA EN ARGENTINA

**Allende García, M. Carla; López, Eduardo G.; Martínez, N. Carolina; Britch, Javier**

1: Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA),  
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Córdoba (UTN – FRC),  
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA), Córdoba  
javierbritch@hotmail.com

**Resumen.** *Sólo en la última década, en la República Argentina, se han dado casos de inundaciones a niveles de eventos catastróficos con enormes daños en la forma de impactos económicos, pérdidas humanas, heridos y traslados de cientos a miles de personas a lugares de resguardo. Tras recopilación de datos de diferentes casos de inundación se encuentra que la legislación existente en nuestro país en los distintos niveles jurisdiccionales, no es suficiente ante la contingencia de la inundación ni en su gestión preventiva. Por ello se hace necesario el desarrollo de una legislación abarcativa desde la prevención y capacitación hasta el resarcimiento de las víctimas ante estos eventos catastróficos. Los decretos argentinos más recientes sólo identifican y declaran zonas de emergencia para el resarcimiento económico a los afectados por un evento de inundación. De manera exploratoria se expone como referencia la normativa de la Comunidad Europea (Directiva 2007/60/CE). Al respecto en ella se declara la necesidad de contemplar y aplicar una gestión de riesgos de inundación la cual debe estar caracterizada por “prevención, protección, preparación, respuesta ante emergencia, remediación y lecciones aprendidas“. Como muestra de la adopción de una gestión de riesgos de inundación se estudia la transposición de la Directiva 2007/60 de la Comisión Europea a la legislación española mediante Real Decreto 903/2010. Esto se desarrolla en tres fases de evaluación global, jerarquización de áreas en base al riesgo de inundación y plan de gestión. Estas fases de adaptación e implementación darán bases para una regulación madura de la situación en Argentina.*

**Palabras Clave:** Gestión de Inundaciones. Legislación Argentina/Comunidad Europea. Directiva 2007/60. Real Decreto 903/2010



## SORCIÓN MOLIBDENO (VI), MO, SOBRE BIOMASAS ENCAPSULADAS: ESTUDIOS PRELIMINARES

**Bertoni, Fernando; Srebot, María Sol; Bellú, Sebastián; Sala, Luis**

1: Área Química General, Dto de Químico-Física, Fac. de Cs. Bioq. y Farm., UNR,  
Suipacha 531, Rosario, Santa Fe, Argentina. Instituto de Química de Rosario-  
CONICET, Suipacha 570, Rosario, Santa Fe, Argentina;  
e-mail:bertoni@iquir-conicet.gov.ar

**Resumen.** *El Mo es un elemento esencial en animales y plantas y es utilizado en la industria. Altos niveles en humanos causa enfermedades e incluso la muerte. Por lo tanto, es de gran importancia desde un punto de vista medioambiental. El quitosano es un polisacárido compuesto por D-glucosamina. Tanto el quitosano como la cáscara de naranja son excelentes sorbentes naturales de iones metálicos. El objetivo fue determinar la cinética y parámetros de activación que afectan el proceso de porción. Esferas de quitosano: Se preparó una solución de quitosano 4% P/P en ácido acético 4% P/V a 50°C, y se goteó sobre una solución de hidróxido de sodio. El tamaño de las esferas fue de 3 mm de diámetro. Cáscara de naranja: Fue molida y tamizada hasta un tamaño de partícula entre 0,5 y 1,2 mm. La cinética de sorción de Mo(VI) se estudió en lote a 20 °C, 30°C y 40°C, con una masa de 0,04 g cáscara de naranja a pH = 2.0 ó de 0.60 g esferas de quitosano a pH = 2.7. En ambos casos el volumen de lote fue de 10,0 mL. El ajuste de los datos experimentales se realizó empleando los modelos de pseudoprimer orden y de pseudo-segundo orden. El mejor modelo de ajuste resultó ser el modelo de pseudosegundo orden. A 20 °C, el valor de  $k_{ads}$  hallado fue de  $2.16 \times 10^{-2} \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$  para cáscara de naranja y de  $8,43 \times 10^{-2} \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$  para quitosano. La cáscara de naranja, arrojó un valor de  $E_a = 131,2 \text{ kJ/mol}$  mientras que las esferas de quitosano arrojaron un valor de  $E_a = 156,9 \text{ kJ/mol}$ . Comparando ambos sorbentes, las esferas de quitosano resultaron tener una cinética 4 veces más rápida, lo cual beneficia su uso en tratamientos de aguas contaminadas con Mo(VI).*

**Palabras clave:** quitosano; molibdeno; sorción





## DISPOSICIÓN FINAL PARA LOS RESIDUOS GENERADOS DURANTE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS

**De Seta, Graciela<sup>1,3</sup>, Meichtry, Jorge M.<sup>1</sup>, López, Alberto<sup>2</sup>, Reina, Fernando<sup>1</sup>,  
Domingo, Esteban<sup>2</sup>, Lan, Luis<sup>1,3</sup>, Mugrabi, Fernando<sup>1</sup>, Guerra, Juan Pablo<sup>2</sup>, Porcel  
Laburu, Aitor<sup>2</sup>**

1: Dpto. Ing. Química - 2: Dpto. Ing. Civil - 3: UDB-Química  
Facultad Regional Buenos Aires- Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano N° 951 – CABA

e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar - meichtry@cnea.gov.ar; web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Estudios efectuados en 15 provincias argentinas evidencian la presencia de arsénico en aguas subterráneas en concentraciones superiores a los 0,010 mg L<sup>-1</sup>, límite máximo fijado el Código Alimentario Argentino (CAA). La relevancia de esta problemática se ve reflejada en la gran cantidad de estudios científico- técnicos sobre sistemas de tratamiento aptos para potabilizar agua conteniendo arsénico. Sin embargo, un aspecto que es poco analizado cuando se evalúan sistemas de tratamiento es la disposición final de los residuos generados, especialmente los barros o sólidos. El objetivo de este trabajo es evaluar la posibilidad de disponer los residuos sólidos generados durante el abatimiento de arsénico por diversos procesos (adsorción-coagulación-filtración con arcilla natural y hierro cerivalente, contenido de As 1,0% m/m) empleándolos como materiales de construcción. Estos residuos fueron combinados con arena y cemento Portland (67,5% de arena, 7,5% de residuo, 25% cemento) para fabricar probetas a las cuales se les realizaron ensayos de resistencia mecánica y de lixiviación, y empleando probetas testigos (75 % arena y 25 % cemento) como comparación. Los resultados de resistencia mecánica de compresión y de flexión indican que las probetas con residuos mostraron una disminución en la resistencia de 12% y 21%, respectivamente, lo que indica una menor calidad del mortero; sin embargo, el material puede considerarse aún apto para su uso en la construcción. Los distintos métodos aplicados a las probetas para la evaluación de lixiviados, a) agua; b) Método 1311 - USEPA-TCLP; c) Método 1313 - USEPA-LSP; d) Método CAL-WET, dieron como resultados buenas condiciones de estabilización y evidenciaron que se requieren condiciones muy extremas (HCl > 0,2 M) para superar el límite permitido de As en lixiviados de 1 mg L<sup>-1</sup>(Anexo VI del decreto 831/93, Ley 24051). Estos resultados indican que, en la proporción usada, estos residuos pueden disponerse como materiales para la construcción.*

**Palabras clave:**-Abatimiento Arsénico, Disposición Final, Estabilización/Solidificación, Lixiviados, Propiedades Mecánicas.



## DETERMINACIÓN *IN SITU* DE ARSÉNICO EN AGUA SUPERFICIAL EN LA REGIÓN DE ALTENBERG, ALEMANIA, Y REMOCIÓN CON Fe(0)

De Seta, Graciela <sup>1</sup>; Siegfried, Konrad <sup>2</sup>; Kölsch, Andreas <sup>2</sup>; Osterwalder, Eva <sup>2</sup>;  
Meichtry, Jorge M. <sup>1,3,4</sup>; Reina, Fernando <sup>1</sup>

1: Dpto. Ing. Química, Facultad Regional Buenos Aires, UTN, Medrano N° 951, CABA

2: Helmholtz Center for Environmental Research GmbH - UFZ, Leipzig, Alemania

3: CONICET, Av. Rivadavia 1918, CABA

4: Gerencia Química, Centro Atómico Constituyentes, Av. Gral. Paz 1499 San Martín, Buenos Aires  
e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar - meichtry@cnea.gov.ar

web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

**Resumen.** *La presencia de arsénico en agua destinada para consumo humano o producción agropecuaria es un problema relacionado generalmente con la presencia geogénica de este contaminante en aguas subterráneas. Sin embargo, en algunos casos se han detectado elevadas concentraciones de arsénico en aguas superficiales, lo cual puede vincularse con la contaminación generada por la minería e industrias relacionadas. La mina de estaño en Altenberg, Sajonia, Alemania, es un ejemplo de este tipo de contaminación, detectándose concentraciones variables de arsénico en aguas superficiales, que afectan no solamente los potenciales usos de ese recurso hídrico, sino que también afectan a todo el ecosistema. En este trabajo se evalúan las mediciones de campo de arsénico total realizadas en muestras de agua de la mina de estaño de Altenberg, empleando un test químico (Arsenator®) y un biosensor (ARSolux®), comparando los valores obtenidos con mediciones de laboratorio realizadas por la técnica ICP-MS, reconocida como método estándar para mediciones de As. También se estudió la eficiencia del uso de hierro cerivalente en polvo (Fe(0), 0,05% m/v), con agitación orbital a 150 rpm, para remover el As presente en muestras seleccionadas de las agua estudiadas (100, 500 y 2000 mg L<sup>-1</sup> de As total), y se analizó la posibilidad de que el empleo de Fe(0) genere interferencias en las determinaciones de As realizadas con el biosensor. Los resultados indican que el biosensor es un mejor test de campo, aunque a concentraciones mayores a 100 mg L<sup>-1</sup>, el arsénico tiene un efecto inhibitorio por lo que se requiere diluir. Los experimentos con Fe(0) mostraron remociones de hasta 43 % en 90 min, aunque en algunos casos se observó una desorción parcial del As removido. No se observaron interferencias en el biosensor por el tratamiento de las muestras con Fe(0).*

**Palabras clave:** -Abatimiento Arsénico, Determinación *in situ*, Altenberg, Aguas Superficiales



## SUSTENTABILIDAD DEL RECURSO HIDRICO SUBTERRÁNEO DE MONTE HERMOSO (REPUBLICA ARGENTINA)

Di Martino, Claudina<sup>1,2</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>; Albouy, René<sup>2</sup> y Marcos, Angel<sup>2</sup>

1: UTN - Facultad Regional Bahía Blanca;

E-mail: claudinadimartino@hotmail.com y ocifuentes@speedy.com.ar

2: Universidad Nacional del Sur;

E-mail: albouy@uns.edu.ar

**Resumen.** *Monte Hermoso es una localidad turística ubicada sobre la costa Atlántica, en el Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires (República Argentina), que presenta una marcada estacionalidad turística, y en consecuencia una mayor demanda de agua durante la temporada estival. Los últimos cuatro censos muestran una tendencia creciente de su población estable y turística, siendo esta última aproximadamente diez veces la población estable. El recurso hídrico subterráneo es, en la actualidad, su única fuente de abastecimiento de agua para la ingesta y otros usos. Por tal motivo, el objetivo principal de esta tesis es indagar sobre las amenazas (naturales, socio-naturales, antrópico-contaminantes y antrópico-tecnológicas) y vulnerabilidades (físicas, económicas, sociales, políticas, técnicas, ideológicas, culturales, educativas, ecológicas, institucionales) que se ejercen sobre ese recurso hídrico subterráneo y que podrían poner en riesgo su sustentabilidad. El trabajo contempla: marco teórico, marco legal de referencia, marco metodológico, descripción del área, descripción del sistema de abastecimiento, geoposicionamiento de los pozos de abastecimiento y de los puntos singulares que representan amenazas de contaminación del acuífero, parámetros hidráulicos y estimación de radios de influencia e interferencias, estimación de la recarga versus régimen de explotación del acuífero y análisis de la sustentabilidad del mismo, evaluación de resultados de análisis físicoquímicos y bacteriológicos de calidad de agua de cada una de las 51 perforaciones de extracción (período 1995-2011), identificación de amenazas y vulnerabilidades que condicionan la cantidad y calidad de agua, construcción de indicadores para el seguimiento de la gestión integrada del recurso subterráneo, bases para la reorganización del funcionamiento de los pozos existentes a fin de lograr un mayor rendimiento de los mismos, e incorporar nuevos si fuera necesario y consideraciones y recomendaciones finales de apoyo a la gestión del proveedor del servicio (Municipalidad de Monte Hermoso). La presentación es el producto de la tesis para lograr el título de Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN-FRBB) de la Lic. Claudina Di Martino.*

**Palabras clave:** Sustentabilidad, Recurso Hídrico Subterráneo, Calidad, Cantidad.



## RELACIÓN ENTRE LA DOSIS Y EL PH ÓPTIMO EN EL PROCESO DE REMOCIÓN DE FÓSFORO CON $FeCl_3$ EN MUESTRAS DE AGUA NATURAL Y SINTÉTICA CON CONCENTRACIONES DE FÓSFORO DE ORDEN AMBIENTAL

Elisio, Santiago<sup>1,2</sup>; Bressa, Sergio Patricio<sup>3,2</sup>; Andrinolo, Darío<sup>1,4</sup>

1: Laboratorio de toxicología y Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU),  
Facultad de Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata.

Calle 47 y 115, CP 1900, La Plata, pcia. de Buenos Aires, 0221 4226977.

2: Comisión Nacional de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).

3: Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería,  
Universidad Nacional de La Plata.

Calle 47 y 115, CP 1900, La Plata, pcia. de Buenos Aires, 0221 4236686 int 214.

4: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).  
santiago\_elisio@hotmail.com

**Resumen.** *Con el fin de mitigar la eutrofización de los cuerpos de agua y los florecimientos cianobacterianos, es necesario reducir el nivel de fósforo a menos de 30-50 ppb P-PO<sub>4</sub>. Un agente de remoción de fósforo comúnmente usado es el FeCl<sub>3</sub>. Se han propuesto dos modelos específicos para explicar la remoción de fósforo ortofosfato con FeCl<sub>3</sub>: un modelo estrictamente químico basado en precipitación de sales fosfatoférricas (pH menor a 5), y un modelo de complejación basado en la formación de precipitados de oxi-hidróxidos de hierro y remoción de fósforo por reacciones superficiales (pH entre 5 y 8). Estudios previos determinaron una variación del rango de pH óptimo de remoción con la relación Fe/P para concentraciones de fósforo elevadas (entre 6,2 ppm y 185,5 ppm). El objetivo de este trabajo es caracterizar la variación del rango de pH de máxima remoción en función de la relación Fe/P en muestras de concentraciones de fósforo de orden ambiental (menores a 1 ppm) identificando la ocurrencia de los mecanismos de remoción propuestos. Se realizaron ensayos de remoción de tipo Jar Test con FeCl<sub>3</sub> (4,856% p/v) en soluciones de H<sub>2</sub>KPO<sub>4</sub> y muestras de agua de la laguna, ambas con 600 ppb P-PO<sub>4</sub>. Los resultados arrojaron que el rango de pH de máxima remoción se corre a pH básico con el aumento de la relación Fe/P. Para muestras de agua sintética a relaciones Fe/P mayores a 2,5 se logra remociones superiores al 90% y el rango de pH se extiende desde pH 5 a pH básico en función de la relación Fe/P. En muestras de agua de laguna se observa un comportamiento similar aunque se necesitan dosis mayores para alcanzar remociones superiores al 90%. Este corrimiento del rango de pH representaría una transición fenomenológica entre la precipitación de sales fosfatoférricas y la precipitación de oxihidróxidos de hierro.*

**Palabras claves:** Fósforo, Cloruro Férrico, remoción, florecimientos cianobacterianos.



## TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN Y LA COMUNICACIÓN EN EL SEGUIMIENTO PEDAGÓGICO DE UN TESISISTA

**Escudero, Daniela<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>**

1: UTN - Facultad Regional Bahía Blanca  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
E-mail: daniela\_escudero@yahoo.es,  
web:<http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Se presenta el caso de la dirección y co-dirección de la tesis de un alumno de la Maestría en Ingeniería Ambiental (UTN- FRBB) que, por razones laborales una vez iniciado el desarrollo de la misma, debió trasladarse a las Islas Orcadas, Antártida Argentina. A fin de no detener la investigación iniciada y cumplir con los tiempos de vencimiento para su finalización, se consideró como recurso pedagógico la posibilidad utilizar las Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC's), para dar continuidad a las tareas de apoyo. Implementando una metodología de trabajo con reuniones virtuales mediante Skype (tanto en su formato de video como telefónico) para consulta y discusión de avances, y envío de la documentación resultante del trabajo realizado por el alumno, por correo electrónico. El objetivo de esta presentación es plantear los cambios introducidos en los últimos tiempos por las TIC's para promover la producción de nuevos saberes para la enseñanza y el aprendizaje a distancia, y la necesidad de estimular estas prácticas, que permiten dar continuidad a quienes deben alejarse por distintos motivos de la institución educativa y permanecer incluidos en el sistema educativo, sin perder el acompañamiento del docente. Como resultado de esta práctica, el alumno se encuentra terminando la investigación para, a su regreso en la próxima temporada estival, realizar la edición del trabajo.*

**Palabras clave:** TIC's, Recurso Pedagógico, Tesis.



## REMOCIÓN DE ARSÉNICO MEDIANTE COAGULACIÓN Y ELECTROCOAGULACIÓN

Espinosa, César J. <sup>1</sup>; Lan, Luis <sup>1,2</sup>; Mugrabi, Fernando <sup>1</sup>; Stanicio, Facundo <sup>1</sup>; Camilot, Walter J. <sup>1</sup>; Leiva, Gabriela F. <sup>1</sup>; De Seta, Graciela <sup>1,2</sup>; Reina, Fernando <sup>1</sup>; Meichtry, Jorge M. <sup>1</sup>

1: Dpto. Ing. Química - 2: UDB-Química  
Facultad Regional Buenos Aires  
Universidad Tecnológica Nacional  
Medrano N° 951 – CABA

e-mail: egdeseta@frba.utn.edu.ar - meichtry@cnea.gov.ar

web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

**Resumen.** *La presencia de elevadas concentraciones de arsénico en agua subterránea es una problemática que en Argentina afecta potencialmente a 4 millones de habitantes. Resulta imperioso por lo tanto contar con métodos de remoción de arsénico eficientes, de bajo costo y que minimicen la generación de residuos. La coagulación-floculación-sedimentación es un proceso común en plantas potabilizadoras, pero difícil de adaptar a bajos caudales, debido a que precisa una adición continua de reactivos químicos y genera grandes cantidades de lodos que deben ser dispuestos. Por otro lado, la electrocoagulación genera los agentes coagulantes mediante la aplicación de una corriente eléctrica entre un cátodo y un ánodo de sacrificio, evitando adicionar constantemente reactivos químicos y minimizando los residuos. En este trabajo se compara la coagulación-floculación con  $Al_2(SO_4)_3$  o  $FeCl_3$ , con la electrocoagulación empleando ánodos y cátodos de hierro. Se determinó la dosis de coagulante o el tiempo de reacción mínimo para lograr una remoción del 95% del As inicial de una solución de  $5\text{ mg L}^{-1}$  de As(V) o As(III) en agua destilada a distintos pHs (5, 7 y 9) y con una conductividad entre 0,22 y 0,5 mS. El estudio mostró que se precisan  $0,25\text{ L}^{-1}$  de  $Al_2(SO_4)_3$  (relación molar As:Al 1:22) o  $0,5\text{ g L}^{-1}$  de  $FeCl_3$  (As:Fe 1:130) para remover As(V), pero mientras el  $FeCl_3$  fue igualmente eficiente para remover As(V) y As(III), no se observó remoción de As(III) con  $Al_2(SO_4)_3$ . En la electrocoagulación se obtuvo una remoción completa de As(V) y de As(III) en un tiempo menor a 20 min con una corriente de 0,04 A (As:Fe 1:3) y una tensión entre 5,7 y 10 V; el consumo eléctrico es por lo tanto menor a  $0,53\text{ kWh m}^{-3}$ . Estos resultados indican que la electrocoagulación es un proceso económicamente viable y ambientalmente sustentable para lograr el abatimiento de arsénico.*

**Palabras clave:** Abatimiento Arsénico, Coagulación, Electrocoagulación.





## LA CALIDAD DEL AGUA Y SUS REPRESENTACIONES SOCIALES EN UN ACUÍFERO COSTERO

**González, Mariana<sup>1</sup>; Sartor, Aloma<sup>1</sup> y Zalba, Sergio<sup>1,2</sup>**

1: Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca

2: Universidad Nacional del Sur

mgonzal@frbb.utn.edu.ar

**Resumen.** *En el marco del trabajo de Tesis de Maestría Ambiental “Agua subterránea en Pehuén-Có. Estado actual, proyección y percepciones acerca del recurso” se estudia la situación del recurso hídrico subterráneo de esta villa balnearia ubicada al sur de la Pcia. de Buenos Aires. El perfil turístico de Pehuén-Cómarca evidencia de fluctuaciones demográficas estacionales que se reflejan en desajustes en la infraestructura de servicios sanitarios. En la actualidad, tanto el abastecimiento de agua como la disposición de efluentes domésticos, constituyen servicios individuales, no obstante la localidad se encuentra próxima a la implementación de un sistema centralizado de abastecimiento de agua potable. En este contexto se elabora un diagnóstico de la situación del recurso hídrico subterráneo a través del análisis de la relación entre su calidad (medida a través de parámetros físicos, químicos y biológicos) con el estudio de las representaciones de los actores sociales relacionados. Para esto se propone la generación de información de base necesaria para realizar un diagnóstico preciso de la situación del agua subterránea en Pehuén-Có y el análisis de las representaciones sociales del agua a través de la elaboración de entrevistas y encuestas que permitan la aproximación del conocimiento acerca de su vulnerabilidad y las expectativas de consumo ante los inminentes cambios en la infraestructura.*

**Palabras Claves:** agua subterránea - calidad del agua - representaciones sociales- acuíferos costeros - GIRH



## ANÁLISIS COMPARATIVO DE AGUA NO CONTABILIZADA EN CIUDADES INTERMEDIAS

**Lucero, Noelia; Bukosky, Mariela; Montero, Cecilia; Scarafoni, Martina; Bambill, Eduardo**

1: Departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Bahía Blanca  
Universidad Tecnológica Nacional  
11 de Abril 461, B8000LMI, Bahía Blanca, Buenos Aires  
noelucero@gmail.com

**Resumen.** *El objetivo de este trabajo es determinar de manera teórica el índice de agua no contabilizada en ciudades intermedias de la República Argentina, para compararlos con valores obtenidos en poblaciones con similares características (clima, población, características urbanas) de América Latina y Europa. La intención es mostrar a través de este indicador, el grado de eficiencia en el uso de agua potable, en ciudades intermedias del país, y evaluar la conveniencia de realizar mayores esfuerzos de análisis en la distribución del servicio. Las empresas prestadoras de agua potable y desagües cloacales tienen la responsabilidad de realizar las tareas de captación, transporte y tratamiento de agua para consumo humano, garantizando calidad, cantidad, continuidad y costo accesible. La modalidad de ciudad extendida de baja densidad, usual en la Argentina, exige a estas empresas la expansión de los servicios en forma onerosa. Cuando se entra en un ciclo de baja precipitación suelen aparecer dudas sobre la satisfacción de la demanda. Por último, cabe considerar los potenciales impactos, que por efecto del Cambio Climático sobrevendrán. Se considera aceptable la eficiencia integral de un sistema de distribución de agua potable si el índice de agua no contabilizada es menor que el veinte por ciento. De superar este valor resulta prudente evaluar o analizar en detalle las causas por las cuales se produce esta diferencia: como pueden ser la falta de mantenimiento en la red de servicio, error de medición, alteraciones en los medidores, pérdidas o usuarios no registrados ni autorizados. Las pérdidas de agua significan la utilización de mayores recursos a las empresas prestadoras de servicios, ya que se debe incrementar la cantidad de agua a ser tratada, con su correspondiente incremento en los requerimientos de energía y productos químicos, además conlleva a un sobredimensionamiento de la infraestructura.*

**Palabras clave:** agua no contabilizada, indicador, eficiencia.





## CALIDAD DE AGUA SUBTERRÁNEA EN DISTINTAS LOCALIDADES Y DEPARTAMENTOS DE LA PROVINCIA DE TUCUMÁN

Moya, N. S.<sup>1</sup>; Gianinetto, F. E.<sup>1</sup>; Murillo, M. D.<sup>1</sup>; Vega Caro, L.<sup>1</sup>; Aguirre, R. O.<sup>2</sup>; Sánchez, J. S.<sup>2</sup>; Rivero, G. N.<sup>2</sup>; Cuellar, J. E.<sup>2</sup>.

1: Miembros del CEDIA- UTN

2: Becarios de investigación del CEDIA-UTN  
susana\_moya2004@yahoo.com.ar

**Resumen.** *La cuenca superior Tapia -Trancas que alimenta al Río Salí, determina en gran medida la calidad del agua subterránea a lo largo del curso del Río, desde el Departamento Trancas hasta el límite con la provincia de Santiago del Estero. De acuerdo a la profundidad de la napa se puede encontrar: termal, surgente, y semisurgente, por zonas de agua. También los departamentos o localidades tienen distintos tipos de materiales en las capas permeables. El parámetro de estudio para determinar la calidad del agua subterránea es su dureza, lo cual permite indicar su uso, como ser, para bebida o riego. El objetivo del presente trabajo es recopilar la información disponible que permita de acuerdo al departamento o localidad establecer el nivel de profundidad de las napas, el tipo de material de las capas permeables, tipo de agua por zonas y su uso en relación con la calidad, que se caracteriza por la dureza. Se ha recopilado la información de diversas fuentes secundarias existentes en la provincia. La profundidad de los pozos varía desde los 90 m a más de 400 m. Con tipos de materiales como arena, ripio, arcilla, rocas y cenizas volcánicas lo que permite tener napas de agua termal, surgente y semisurgente con caudales diferentes predominando en la zona este, la mayor dureza en el agua.*

**Palabras Claves:** Dureza, Tipo de Agua, Calidad de Agua Subterránea, Departamentos, Uso.



## EVALUACIÓN DE LOS LIXIVIADOS OBTENIDOS EN EL RELLENO SANITARIO DE LA CIUDAD DE RAFAELA, SANTA FE

**Panigatti, Ma. Cecilia<sup>1</sup>; Bognione, Rosana<sup>1</sup>; Griffa, Carina<sup>1</sup>;  
Schierano, Ma. Celeste<sup>1</sup>; Asforno, Melina<sup>1</sup>; Aimo, Corina<sup>1</sup>; Gutiérrez, Rubén<sup>2</sup>.**

1: Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela.

Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe

TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710

labquimicautn@gmail.com

2: Municipalidad de Rafaela.

**Resumen.** *El desarrollo tecnológico y los nuevos hábitos de consumo, incorporaron diferentes tipos de residuos, los que por su inadecuada disposición, contaminaron el suelo y las napas. Para mitigar esta problemática se comenzaron a utilizar técnicas de ingeniería sanitaria que propician el aislamiento de los residuos para no afectar el medio ambiente, tal es el caso de los rellenos sanitarios (RS), que brindan una disposición final a los desechos. El funcionamiento de un RS genera biogás y lixiviados a partir de la descomposición de residuos, principalmente materia orgánica. En la ciudad de Rafaela, provincia de Santa Fe, esta técnica es aplicada desde julio de 2003. El objetivo del trabajo, es evaluar las características de los lixiviados producidos en el Relleno Sanitario de la ciudad. Dentro de las celdas impermeabilizadas se disponen los residuos orgánicos y se ubican puntos para extraer y monitorear los líquidos residuales generados, los cuales se recirculan en la misma celda. Para evaluar los mismos, se realizaron los siguientes análisis: pH, Conductividad, DQO, D.B.O.5, Cromo Total, Fósforo Total, Manganeseo, Mercurio, Níquel, Nitrógeno Total, Plomo, Calcio, Magnesio, Sólidos suspendidos totales, Sólidos sedimentables 10 min, Sólidos solubles en éter etílico, Arsénico, Cadmio, Zinc, Cobre, en sitios de monitoreos ubicados en las celdas, semestralmente desde el año 2005. Los valores promedios obtenidos en todos los puntos y en monitoreos de DQO y DBO son 3865,3 y 1336,6 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente, siendo ampliamente superiores a los establecidos por la legislación de la provincia para el volcamiento de efluentes (Resolución 1089/82). En cuanto a los metales analizados, aquellos que se encuentran con valores superiores a los límites establecidos, son cromo, manganeso y mercurio. Según la legislación, estos efluentes deben tratarse previo al vertido en canal abierto. El tratamiento de los lixiviados, está planificado para su ejecución por la Municipalidad de Rafaela.*

**Palabras claves:** Relleno Sanitario, lixiviado, contaminación.



## DEPURACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS CONTAMINADAS CON ARSÉNICO (As) EMPLEANDO COLUMNAS

**Perez Mora, Bárbara; Nannini, Julián; Blanes, Patricia;  
González, Juan C.; Sala, Luis F.**

Área Química. General., Facultad de Ciencias. Bioquímicas. y Farmacéuticas. (UNR).  
IQUIR-CONICET.  
Suipacha 531, Rosario (2000), Santa Fe-Argentina.  
e-mail: bperezmora@fbioyf.unr.edu.ar

**Resumen.** *La contaminación de agua por As constituye un importante problema de salud pública por su poder carcinógeno y neurotóxico. En Argentina, las poblaciones rurales pobres se ven afectadas especialmente. La OMS fija el nivel de As total en aguas de bebida en 0,01 mg/L. Los métodos usados actualmente para su remoción son costosos. La biosorción es una alternativa que utiliza polímeros naturales, baratos, accesibles, biodegradables y que poseen grupos con capacidad de captar metales tóxicos. El objetivo del trabajo es encontrar las mejores condiciones experimentales para la sorción de As. La sorción de As(V) se realizó en columnas a temperatura ambiente. El pH fue 4,5 con una densidad de empaque de 270 Kg/m<sup>3</sup>. Se aplicó el modelo de Thomas para evaluar el comportamiento de la columna al variar: la [As] (1,0-17,0 mg/mL); el caudal (Q) (5,0-15,0 mL/min) y la altura del lecho (L) (3,0-13,0 cm) sobre el volumen de agua depurada (V). Se calcularon además los parámetros  $q_{max}$  (cantidad máxima de As sorbido por unidad de masa de sorbente) y  $t_b$  (tiempo de ruptura). La [As] se determinó utilizando un método colorimétrico basado en la reacción de Gutzait. Los resultados indican que al aumentar la  $[As(V)]_o$  se incrementa  $q_{max}$ , sin embargo, el  $t_b$  y V disminuyen debido a la alta concentración del contaminante. Al aumentar la altura del lecho L,  $t_b$  y V aumentan mostrando una disminución del  $q_{max}$  como resultado de una mayor disponibilidad de sitios de unión en el quitosano. Un mayor caudal disminuye  $t_b$ ; pero el V que se obtiene es alto. La combinación óptima de cada uno de estos factores sobre la respuesta (V), así como la influencia de la concentración de sales, está siendo estudiada mediante la utilización de un diseño estadístico. La desorción de As se logra utilizando una solución ácida a bajo flujo.*

**Palabras clave:** arsénico, aguas subterráneas, columnas empacadas con biopolímeros



## VINCULACIÓN ENTRE MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL, PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN Y TESIS, PARA AVANZAR EN LA GIRH Y LA GOBERNANZA DEL AGUA

**Sartor, Aloma<sup>1</sup>; Cifuentes, Olga<sup>1</sup>**

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)  
Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca (UTN-FRBB)  
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca  
e-mail: [asartor@frbb.utn.edu.ar](mailto:asartor@frbb.utn.edu.ar) , [ocifuentes@speedy.com.ar](mailto:ocifuentes@speedy.com.ar) ;  
web:<http://www.frbb.utn.edu.ar>

**Resumen.** *Se propone mostrar cómo la perspectiva de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) y la Gobernanza del Agua, facilitaron la articulación entre la Especialización y Maestría en Ingeniería Ambiental, el Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (UTN – FRBB), los proyectos de investigación y el desarrollo de diversas tesis referidos al agua. A partir de problemas recurrentes en la región del sudoeste bonaerense, relacionados con la gestión del agua, se generó la necesidad de ampliar la oferta de formación de posgrado respecto a cuestiones vinculadas al agua, inicialmente con un Seminario Electivo sobre Gestión Integrada de los Recursos Hídricos y posteriormente con otro sobre Desalación del Aguas Salobres y Marinas. Ambos han ayudado a desarrollar una nueva perspectiva para abordar temáticas sobre el agua que exceden al mero análisis de las soluciones tecnológicas, dando el marco teórico para una mejor elección.*

*Con eje en la problemática del agua, se generaron desde el Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental de la UTN – FRBB, los proyectos: PID 25/B16: Conflictos y política de gestión del agua - Gobernanza territorial y desarrollo en torno a la crisis del recurso (2007-2011); PID 25/B03: Gobernanza y Gestión Integrada de Recursos Hídricos (2012-2014); PID 1451: Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca (2011 – 2014); PID 2206: Riesgo de un pasivo ambiental sobre el estuario bahiense (2014 – 2016), entre otros.*

*La posibilidad de colaboración y fortalecimiento mutuo entre las carreras de Especialización y Maestría en Ingeniería Ambiental, el Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental y los proyectos de investigación, favorecieron el desarrollo de tesis ya aprobadas y otras en curso, que aportan información y conocimiento, que sirve de base para el desarrollo de un Sistema de Información Geográfica Regional del Agua.*

**Palabras clave:** Maestría en Ingeniería Ambiental, Proyectos, GIRH, Agua



# CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA TOMO III

Contribuciones del V Congreso PROIMCA y III  
Congreso PRODECA

Selección de artículos completos y resúmenes del Quinto Congreso del Proyecto Integrador para la Mitigación de la Contaminación Atmosférica (PROIMCA) y Tercer Congreso del Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua (PRODECA)

2015



UNIVERSIDAD  
TECNOLÓGICA  
NACIONAL