



CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA, TOMO II

Contribuciones del IV Congreso PROIMCA Y II Congreso PRODECA

En este libro se presentan los aportes de la cuarta reunión del Programa de Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable, que se realizó en la Facultad Regional Córdoba entre los días 5 al 7 de junio de 2013. Contó con las contribuciones de dos proyectos integradores: el Proyecto Integrador sobre Mitigación de la Contaminación Atmosférica (PROIMCA), y el Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua (PRODECA). El primero reúne investigaciones en el área de la calidad del aire, y el segundo sobre calidad del agua.

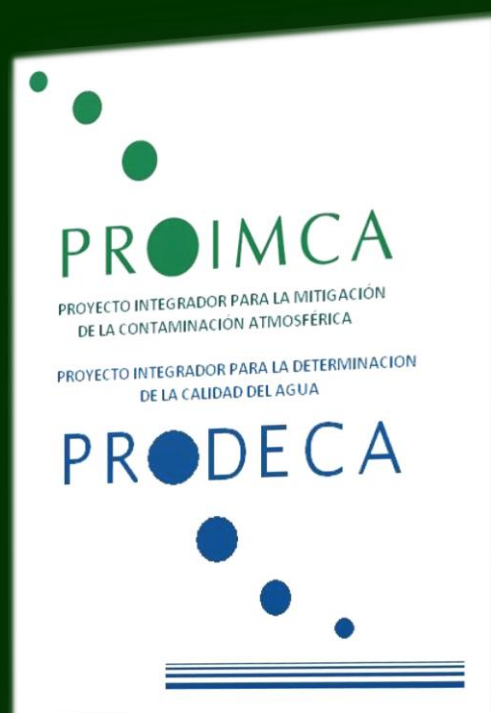
PULIAFITO, ALLENDE, PANIGATTI (Eds)
05/06/2013

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA

TOMO II

Contribuciones del
IV Congreso PROIMCA Y II Congreso PRODECA

2013



UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL

**SELECCIÓN DE ARTÍCULOS COMPLETOS Y RESÚMENES DEL
CUARTO CONGRESO DEL
PROYECTO INTEGRADOR PARA LA MITIGACIÓN DE LA
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA (PROIMCA)**

Y

**SEGUNDO CONGRESO DEL
PROYECTO INTEGRADOR PARA LA DETERMINACIÓN DE LA
CALIDAD DEL AGUA (PRODECA)**

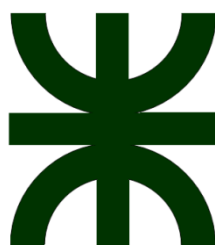
**REALIZADO EN CÓRDOBA, ARGENTINA
EL 5, 6 Y 7 DE JUNIO DE 2013**

EDITORES / COMPILADORES

**DR. ING. S. ENRIQUE PULIAFITO, DR. ING. DAVID ALLENDE Y
DRA. CECILIA PANIGATTI**

**ORGANIZADO POR
PROGRAMA DE MEDIO AMBIENTE, CONTINGENCIAS Y
DESARROLLO SUSTENTABLE
SECRETARÍA DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y POSGRADO**

**ORGANIZACIÓN LOCAL
CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y TRANSFERENCIA EN INGENIERÍA
QUÍMICA AMBIENTAL
FACULTAD REGIONAL CÓRDOBA**



**UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL
2013**

Copyright @ Universidad Tecnológica Nacional, 2013. 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: Junio de 2013

Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina. Contribuciones del 4º Congreso PROIMCA y 2º Congreso PRODECA. Proyecto integrador para la mitigación de la contaminación atmosférica (PROIMCA) y Proyecto integrador para la determinación de la calidad del agua (PRODECA) / compilado por Salvador Enrique Pulíafo, David Allende y Cecilia Panigatti. - 1a ed. - Buenos Aires: Universidad Tecnológica Nacional. 2013. CD-ROM.

ISBN 978-950-42-0150-2

Fecha de catalogación: 5/06/2013

1. Contaminación hídrica. 2. Contaminación atmosférica. 3. Actas de Congreso. I. Pulíafo, Salvador Enrique, David Allende, Cecilia Panigatti, comp.

CDD

Versión digital
E-Book (on line)

ISBN 978-950-42-0151-9



PRESENTACIÓN

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, los cuales promueven y evalúan los proyectos de investigación y desarrollo tecnológico e innovativos. La función de evaluación se realiza a través de pares internos y externos a la universidad, tanto en su etapa de homologación como de seguimiento, lo que permite mantener y acrecentar la calidad académica de las propuestas.

A fin de promover el conocimiento, la discusión y la sinergia entre los investigadores de las diversas sedes regionales, los programas organizan jornadas y congresos en forma periódica donde se exponen los resultados de sus proyectos fomentando la participación de los becarios y estudiantes que participan de los proyectos. Estas reuniones tienen también el objeto de coordinar investigaciones en áreas específicas a través de la implementación de proyectos integradores. Finalmente el eslabón operativo lo conforman los Centros y Grupos de investigación quienes ejecutan los proyectos de investigación.

En este libro se presentan los aportes de la cuarta reunión del Programa de Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable, que se realizó en la Facultad Regional Córdoba entre los días 5 al 7 de junio de 2013. Contó con las contribuciones de dos proyectos integradores: el *Proyecto Integrador sobre Mitigación de la Contaminación Atmosférica (PROIMCA)*, y el *Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua (PRODECA)*. El primero reúne investigaciones en el área de la calidad del aire, y el segundo sobre calidad del agua. El Programa de Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable cuenta con aportes de 4 Centros UTN y 5 Grupos UTN. En el trienio 2010-2012 se han ejecutado en el marco de este programa 105 proyectos de investigación entre sus 30 Facultades Regionales, lo cual demuestra el interés por esta temática científica.

Entre los temas últimamente desarrollados por este programa se destacan la caracterización de los acuíferos, el estado de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, las tecnologías de remoción y abatimiento de contaminantes, la gestión de los recursos hídricos y la gestión de residuos. También ha habido abundante esfuerzo en el uso y desarrollo de diversos modelos matemáticos y computacionales a fin de caracterizar la atmósfera, la calidad del aire y los recursos hídricos. Importantes contribuciones han habido también en temas de contaminación electromagnética y ruido. Otros proyectos abarcan temas como investigación de la corona solar, modelos de cambio climático: huella hídrica y huella de carbono.

Este nuevo volumen puede considerarse como una continuación del primer volumen del PROIMCA publicado en el año 2009 denominado "*Contaminación Atmosférica en Argentina,*

(ISBN 978-950-42-0120-5) y del libro "*Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina*" (ISBN 978-950-42-0136-6) ambos editado por la Universidad Tecnológica Nacional y disponibles on-line en <http://www.utn.edu.ar/secretarias/scyt/proimca.utn>.

Estos dos libros anteriores junto al que se presenta hoy muestran adecuadamente el desarrollo que ha tenido el Programa de Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable a través del aporte de sus integrantes: becarios e investigadores de la UTN. Por ello hemos querido mantener la denominación del libro similar al anterior, "*Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina, Tomo 2*" a fin de mantener una unidad complementaria con aquel.

En esta oportunidad, la cuarta reunión PROIMCA se vió enriquecida por un Taller Internacional denominado "*Red de modelación de la calidad del aire para América Latina (PROIMCA-AL)*" con la participación de las Universidades Nacional de Colombia, a través del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental; la Universidad de la Salle de Bogotá, Colombia; la Pontificia Universidad Católica Argentina, Facultad de Ciencias Agrarias de Buenos Aires y la Universidad Tecnológica Nacional, a través de las Regionales Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. Este taller se financió a través de la Convocatoria Redes Internacionales de la Secretaría de Política Universitaria de Argentina. Este proyecto tiene por objeto la integración de una red internacional que permita compartir experiencias, métodos, modelos y datos relativos a la contaminación del aire y su impacto sobre el cambio global climático. Seguramente esta iniciativa contribuirá no sólo a mejorar los proyectos existentes sino que impactará positivamente en la formación de grado y posgrado.

Participaron en este encuentro investigadores y becarios de 15 Facultades Regionales: Avellaneda, Bahía Blanca, Buenos Aires, Concepción del Uruguay, Córdoba, Delta, La Plata, La Rioja, Mendoza, Rafaela, Resistencia, Rosario, Santa Fe, Tucumán y Villa María. Debe mencionarse especialmente la participación de investigadores y becarios de otras 13 Universidades Nacionales y varios centros de CONICET, CNEA y CITEDEF, como se muestra en la página siguiente.

Esta reunión contó con 77 presentaciones (posters y presentaciones orales) en total: 33 dedicados a atmósfera y 44 dedicados al recurso hídrico. Entre el primer grupo se incluyen temas sobre radiaciones no ionizantes y ruido urbano. En el segundo grupo se destacan temas referidos a calidad y monitoreo de aguas superficiales, a calidad de agua subterránea, modelación numérica y análisis y metodologías de abatimiento de contaminantes. De las presentaciones orales o de posters se seleccionaron 55 artículos completos: 28 de calidad del agua y 27 de calidad del aire, los cuales al igual que en las dos ediciones anteriores, fueron evaluados y corregidos por un comité de pares.

Los temas de este libro se dividen en cuatro secciones: la primera parte agrupa los artículos completos sobre contaminación hídrica presentados en el PRODECA la segunda parte está dedicada a los temas de calidad del aire, correspondientes al PROIMCA. La tercera y cuarta parte reúne todos los resúmenes recibidos durante el Congreso realizado en Córdoba 2013, en forma de poster o presentación oral, agrupados por PRODECA y PROIMCA respectivamente.

Como en las ediciones anteriores, y sin agotar esta amplia temática, la intención de este segundo tomo sobre *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina* es presentar desde

el ambiente académico una colección de artículos y resúmenes a fin de difundir y compilar los diagnósticos, soluciones y herramientas disponibles de los importantes problemas de contaminación del agua y del aire que afectan a nuestro país. De esta manera los trabajos de investigadores y becarios de la Universidad Tecnológica Nacional y de las muchas universidades e institutos invitados que nos han acompañado quedan así disponibles a la comunidad nacional, especialmente porque la edición electrónica estará disponible on line desde la página de la UTN.

Agradecimientos

Finalmente deseamos agradecer a quienes colaboraron en la organización del Congreso y con la edición del presente libro. Primeramente a la Universidad Tecnológica Nacional, representada por su Rector, Ing. Héctor Brotto, por el soporte permanente a las tareas de investigación que se realizan en todas las Regionales. A CONICET especialmente por los muchos investigadores y becarios que forman parte de la UTN y de las otras universidades y centros de investigación participantes en este Congreso. Queremos expresar nuestro agradecimiento al Dr. Walter Legnani, Secretario de Ciencia y Técnica de la UTN en Rectorado, por el constante apoyo brindado al Programa Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable. Sea nuestro especial reconocimiento a la Facultad Regional Córdoba (FRC), representada por su Decano Ing. Héctor Aissa y al Dr. Roberto Pepino Minetti del Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental (CIQA), quien tuvo a cargo la organización local del evento. Al Laboratorio de Química de la Facultad Regional Rafaela y a los integrantes del Grupo GEAA de la Facultad Regional Mendoza que colaboraron en la edición del libro. Entre ellos quiero destacar la labor de la Bio-Ing. Celeste Mulena, Ing. Florencia Ruggeri e Ing. Pablo Cremades. También a aquellos que desinteresadamente oficiaron de revisores de todos los manuscritos, por su paciencia y sugerencias para mejorar los artículos recibidos.

Finalmente queremos agradecer a todos los autores que enviaron sus artículos para la conformación de este volumen y los colegas de la UTN de muchas Facultades Regionales que se acercaron a Córdoba, a los investigadores, becarios y estudiantes de otros centros de investigación y universidades, que con su especial participación en este encuentro han aportando sus trabajos y visiones. Muchas Gracias.

Esperamos que hayan disfrutado el Congreso y que encuentre este libro provechoso.

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

Córdoba, 05 de junio de 2013

Editores / Compiladores

INSTITUCIONES PARTICIPANTES

Listado de las instituciones representadas por los participantes a los Congreso PROIMCA/PRODECA y por los autores de los artículos de este libro.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE – UNICENTRO

Laboratorio de Hidrología, Departamento de Geografía

Guarapuava - Paraná - Brasil.

UNIVERSIDAD DE LA SALLE

Bogotá, Colombia

UNIVERSIDAD DE SIEGEN.

Instituto de Agua y Ambiente.

Departamento de Recursos Hídricos e Ingeniería Hidrológica.

Alemania

CENTROS CONICET

CCT La Plata

Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas

Centro de Investigaciones Ópticas

IQUIR-Rosario

CCT- Mendoza

IADIZA Geobotánica y Fitogeografía

Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias del Ambiente

IFEG-CONICET, Córdoba

CNEA / CITDEF

UNIDEF, MINDEF-CONICET, Buenos Aires

Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF)

Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones

División Antenas y Propagación

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Filosofía y Letras

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales

Facultad de Matemáticas Astronomía y Física

Instituto de Física Enrique Gaviola.

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal

Grupo de Física de la Atmósfera

Grupo de Espectroscopia Atómica y Nuclear

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO, MENDOZA

Instituto de Ciencias Básicas
Facultad de Educación Elemental y Especial
Licenciatura en Educación Ambiental

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería Química
Química Analítica

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Facultad de Ciencias Exactas
Departamento de Química
Centro de Investigaciones del Medio Ambiente,
Centro de Investigaciones en Ciencias Aplicadas
Programa Ambiental de Extensión Universitaria
Cátedra de Toxicología
Cátedra de Microbiología
Centro de Investigaciones del Medio Ambiente
Facultad de Ingeniería
Laboratorio de Ingeniería Sanitaria,

UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO

Facultad de Ciencias Humanas
Departamento de Lengua y Literatura

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Departamento Geología
Departamento de Ciencias de la Administración
Departamento de Ingeniería
Departamento de Química - INQUISUR

INSTITUTO TECNOLÓGICO BUENOS AIRES

Departamento de Ingeniería Química

INSTITUTO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS DE LA SALUD FUNDACIÓN BARCELÓ, LA RIOJA

Departamento de investigación. Facultad de Medicina

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA ARGENTINA

Facultad de Ciencias Agrarias
Equipo Interdisciplinario para el Estudio de Procesos Atmosféricos en el Cambio Global

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA

Unidad Académica Río Gallegos

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL

Facultad Regional Avellaneda

Departamento de Ingeniería Química

Facultad Regional Bahía Blanca

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental
Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada

Facultad Regional Buenos Aires

Departamento Ing. Química
Departamento Ing. Civil
UDB-Química

Facultad Regional Concepción del Uruguay

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay

Facultad Regional Córdoba

Centro de Investigación y Transferencia en Ingeniería Química Ambiental
Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil
Centro de Investigación y Tecnología Química
Grupo Zeolitas

Facultad Regional Delta

Laboratorio Químico - Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente.

Facultad Regional Mendoza

Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente
Grupo Cliope
Laboratorio de agua y suelo
Laboratorio de Acústica y Sonido "Mario G. Camín"

Facultad Regional Resistencia

Grupo de Investigación y Servicios a Terceros en el Área Química

Facultad Regional La Plata

Departamento Ing. Química
Laboratorio ECAASS

Facultad Regional La Rioja

Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales

Facultad Regional Rafaela

Grupo de Estudios de Medio Ambiente

Facultad Regional Rosario

Centro de Aplicaciones Informáticas y Modelado en Ingeniería

Facultad Regional Tucumán

Centro de Investigación y Desarrollo en Ingeniería Ambiental

Facultad Regional Santa Fe

Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia

Facultad Regional Villa María

Laboratorio de Química

EMPRESA ACQUALIVE, MENDOZA

EMPRESA PROVINCIAL DE LA ENERGÍA DE SANTA FE (EPE-SF)

CONTENIDO

PRIMERA PARTE: ARTÍCULOS COMPLETOS DEL PRODECA

A. Gestión ambiental

1. Plan de gestión ambiental para calidad de agua de recreación. Elorriaga, Varanese, Romano y Georgina 19
2. Fitorremediación como método alternativo para el tratamiento de aguas subterráneas. Panigatti, Boglione, Griffa, Schierano y Laorden 31
3. Evaluación de factibilidad en el reuso de aguas con destino industrial. Primer avance. Esandi, Sartor y Schmidt 41

B. Modelación

4. Línea de base y modelación del estado de contaminación del agua en el arroyo El Pelado. Departamento de Colón. Provincia de Entre Ríos. Cardini, Zabalett, Cardini, Mársico, Oliver y Duran 57
5. Modelación hidrológica distribuida de dos cuencas hidrográficas. Weber, Stehli, Vestena y Jorquera 73
6. Modelación matemática bidimensional del proceso de eutrofización del embalse de Salto Grande. Cardini, Zabalett, Cardini, Mársico y Oliver 88

C. Contaminación biológica

7. Riesgos que presentan los metales pesados en sedimentos de cursos de aguas . Naser , Speltini y Fidalgo 105
8. Contaminación microbiológica de la laguna Los Lirios, Resistencia, Chaco . Farías, Utgés, Tenev, Roshdestwensky, Pereyra, y Herrendorf 123
9. Demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en descargas antrópicas vertidas a un estuario. Cifuentes, Escudero, Medus, y Bohn 131

D. Contaminación por Arsénico

10. Monitoreo de arsénico en aguas subterráneas en la zona oeste de la Provincia de Santa Fe. Boglione, Panigatti, Griffa, Schierano, Laorden y Aimó 149
11. Abatimiento de arsénico en aguas y disposición final segura. Meichtry, De Seta, López, Reina, Bressan, Domingo, Tojo, Bianchi, Lan y Mugrabi 159

E. Calidad Aguas superficiales

12. Estado de avance en el diagnóstico y caracterización ambiental del arroyo sarandí y su área de influencia. Speltini, Machalec, Coppo, Capato, Sanchez, Rodríguez, Flamini, Martinez y Nápoli173
13. Aportes de plomo al estuario bahiense. Primer avance. Cifuentes, Escudero, Ricciuti, Medus, y Devoto 189
14. 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. Elordi, Colman Lerner y Porta 206

F. Efluentes

15. Tratamiento de efluentes cloacales utilizando cámara séptica - lecho filtrante. Panigatti, Boglione, Griffa, Boidi y Schierano.....217
16. Tratamiento de efluentes con contaminantes orgánicos mediante ferritas de CO y Mg: evaluación del consumo de H₂O₂. Agú, Zannier, Oliva, Casuscelli y Crivello227

G. Calidad Aguas superficiales

17. Calidad de aguas subterráneas afectadas por procesos agrícolas en el partido de La Plata- Provincia de Buenos Aires. Bazán, Alberino y Zamponi 239
18. Comparación de resultados de coliformes totales entre el monitoreo del agua de pozos de provisión y agua de red urbana por la técnica de filtración (ISO 9308).Moyano, Marín y Pegoraro 249

H. Métodos analíticos

19. Análisis comparativo de las propiedades físicas de tierras de diatomea estandar, calcinada y usada en procesos de filtrado en la industria. Moya, Gianenetto, Vega Caro, Neme y Murillo257
20. Influencia del PH en la oxidación química de BTEX y MTBE mediante ferrato. Pepino Minetti, Pagnan, Zanel, Macaño y Britch.263
21. Depuración de cromato y vanadato de aguas contaminadas empleando columnas rellenas con polímeros naturales derivados de la industria pesquera. González, Failo, Gulisano, Nannini y Sala.....275
22. Aplicación de electroforesis capilar para la determinación de contaminantes en medio acuoso en muestras medioambientales. Comparación de metodologías analíticas. Marín, Pussetto y Chevarría.....291
23. Aplicación de columnas de lecho fijo para captar metales pesados en agua. Alitta, Baldo, Calbo, Mercado y Munuce.....309
24. Influencia de los distintos parámetros de reacción en la degradación fotocatalítica de ácido naranja utilizando tamices moleculares modificados con cromo y titanio. Sabre, Elías, Eimer, Y Casuscelli 315
25. Estudios de sorción para la eliminación de Cr(III) en agua empleando columna de lecho fijo de cáscara de naranja: efecto del flujo, concentración del metal y tamaño de partícula. Gulisano, González, Failo y Sala.....325

26. Síntesis, caracterización y aplicación de hidrotalcitas en el tratamiento de agua contaminada con nitrato. Heredia, Oliva, Roldan, Ullán, Herrero y Crivello.....	341
27. Línea de base de la radiactividad natural en suelo del ejido municipal de La Rioja. Baldo, Mainardi, Bonzi, Mercado, Céspedes, González, y Russo Castore.....	349
28. Oxifuncionalización de alfa-pineno mediante catálisis heterogénea. Una alternativa de química limpia. Cánepa, Eimer y Casuscelli	357

SEGUNDA PARTE: ARTÍCULOS COMPLETOS DEL PROIMCA

A. Conferencia invitada

1. Revisión de metodologías usadas para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas en Colombia: caso de estudio Bogotá. Pachón	367
---	-----

B. Monitoreo de calidad del aire

2. Perfiles químicos y patrones espaciales del polvo de la calle colectado en la megaciudad de Buenos Aires. Fujiwara, Gómez y Faggi	385
3. Caracterización horaria y diaria de la concentración del número total de partículas en ambientes urbanos y suburbanos en Mendoza. Allende, Romero, Cremades, Mulena y Puliafito.....	393
4. El papel de los árboles urbanos en la remoción de partículas atmosféricas en Mendoza. Moreno, Martínez Carretero y Duplancic.....	411
5. Evolución de la concentración de elementos inorgánicos en el agua de lluvia. López, Asar, Ceppi, Bürgesser y Ávila.....	425

C. Modelación

6. Modelo basado en agentes para la estimación de las emisiones de carbono. Castesana y Puliafito.....	441
7. Tráfico y medioambiente: optimización de redes de transporte urbano. Dominguez y Cortínez.....	453
8. Dispersión de PM10 generado por el tráfico vehicular en ciudad universitaria, Córdoba Capital. Diez, Fonseca, Piccioni y Britch.....	469
9. Incertidumbre de los datos meteorológicos y su incidencia en el modelado de la dispersión de contaminantes en la atmósfera. Diez, Abril, Vidal y Britch.....	483
10. Dispersión de material particulado emitido desde un complejo industrial: comparación de resultados. Diez, Abril, Piccioni y Britch.....	499
11. Estudio de la variabilidad espacial y temporal de los aerosoles derivados de la erupción del complejo Puyehue /Cordon Caulle 2011. Mulena, Allende, Cremades, Puliafito y Lakkis	515

12. Simulación de las emisiones por quema de biomasa en el norte argentino con el modelo WRF-FIRE. Cremades, Allende y Puliafito	527
13. 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 en estaciones de servicio. Servetti, Picco, Ahumada, Macaño y Britch	535
14. Cálculo de las emisiones de carbono de fuentes móviles para la República Argentina a partir de indicadores socioeconómicos. Perez Gunella y Puliafito	543
D. Efectos sobre la salud	
15. Análisis de la composición proteínica en lágrimas de poblaciones expuestas a la contaminación aérea por material particulado en zonas urbanas e industriales. Gutiérrez, Sedan, Serradell, Orte, Porta y Andrinolo	549
16. Diseño de un sistema de esterilización de aire mediante energía solar concentrada . Vidal, Fonseca, Guerrero, Macaño y Britch.....	557
17. Manifestaciones biológicas detectadas en algunos organismos expuestos a teléfonos celulares. Luján, Neme y Castillo.....	567
E. Análisis de material particulado	
18. Estudio del material particulado y contaminantes asociados en el aire ambiente de La Plata y alrededores. Orte, Colman Lerner, Arrieta, Giuliani, Matamoros, Sachetto ² , Reyna Almandos y Porta	583
19. Estudio del material particulado inhalable y contaminantes asociados en las ciudades de La Plata y Bahía Blanca. Orte, Colman Lerner, Morales, Barrionuevo, Aguilar, Giuliani, Dodero, Massolo, Matamoros, Sánchez y Porta.....	595
F. Radiación	
20. Estudio de la influencia de la nubosidad sobre la radiación solar visible y UV en el observatorio atmosférico de la Patagonia austral. Wolfram, Salvador, Orte, Bulnes, D'elia, Vasquez y Quel	603
21. Estudio de la variación estacional de la radiación solar global visible y el impacto de la cobertura nubosa en Buenos Aires. Vasquez, Wolfram, Elian, Salvador, Masi, Repetto, Orte, D'elia y Quel	613
G. Rudio y Electromagnetismo	
22. Caracterización sonora de materiales abundantes en la Provincia de Mendoza factibles de usar en la construcción de barreras acústicas. Boschi, y Robles.....	623
23. Análisis de las técnicas de reducción de campos magnéticos en cables de potencia. Manassero, Fernández, Steinmann y Lorenzón.....	635
24. Niveles de campos magnéticos en líneas de alta tensión de varias empresas de energía. Estudio de correlación con variables demográficas y electromecánicas. Manassero, Fernández, Steinmann y Gimenez.....	651
25. Contaminación electromagnética causada por la telefonía celular y los artefactos cotidianos. Luján, Neme, Teruel, Gálvez y Godoy.....	663

26. Telefonía móvil: del “electrosmog” a la contaminación visual. Aguirre..... 673
27. Identificación y niveles de emisión de los campos electromagnéticos irradiados por antenas de telefonía móvil en Tucumán. Galvez, Zalduendo, Teruel, Peralta, y Godoy 674

TERCERA PARTE: RESÚMENES PRODECA

1. Recursos hídricos y gobernanza en Argentina: Allende García , Pepino Minetti, Britch, Macaño, Bormann, Ciapuscio y Martínez 692
2. Sustentabilidad del recurso hídrico subterráneo en Monte Hermoso. Di Martino, Cifuentes y Albouy 693
3. Plan de gestión ambiental para calidad de agua de recreación. Elorriaga, Varanese, Romano y Georgina 694
4. Explotación del recurso agua subterránea en un acuífero costero bonaerense. Algunas aproximaciones al monitoreo de su calidad. González, Sartor, Aloma y Zalba 695
5. El rol de los laboratorios fisicoquímico y microbiológico de CIQA (Centro De Inv. y Transf. En Ingeniería Química Ambiental - UTN FR Córdoba) como partes esenciales de su relación con el medio. Pepino Minetti, Pagnan, Paulucci, Macaño, y Britch 696
6. Línea de base y modelacion del estado de contaminación del agua en el Arroyo El Pelado. Departamento de Colón. Provincia De Entre Ríos. Cardini, Zabalett, Cardini, Mársico, Oliver y Duran 697
7. Modelación matemática bidimensional del proceso de eutrofización del Embalse De Salto Grande. Cardini, Zabalett, Cardini, Mársico y Oliver 698
8. Modelación hidrológica distribuida de dos cuencas hidrográficas. Weber, Stehli, Vestena y Jorquera 699
9. Modelacion unidimensional de la evolución de la calidad del agua en el Río Uruguay, durante sucesos extraordinarios de crecimiento algal (blooms). Cardini y Zabalett 700
10. Riesgos que presentan los metales pesados en sedimentos de cursos de aguas. Naser , Speltini y Fidalgo 701
11. Contaminación microbiológica de la Laguna Los Lirios – Resistencia – Chaco. Farías, Utgés, Tenev, Roshdestwensky, Pereyra, y Herrendorf 702
12. Demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) en descargas antrópicas vertidas a un estuario. Cifuentes, Escudero, Medus, y Bohn 703
13. Determinación de la presencia de bacterias en la corrosión de perforaciones de agua en La Rioja. Calbo, Cuffia, Cordoba, Munuce, Mercado, Soule, Baldo y Alitta 704
14. Monitoreo de arsénico en aguas subterráneas en la zona oeste de la Provincia de Santa Fe. Boglione, Panigatti, Griffa, Schierano, Laorden y Aimó 705
15. Remediación de agua con arsénico y boro usando ósmosis inversa. López y Fisicaro 706

16. Abatimiento de arsénico en aguas y disposición final segura. Meichtry, De Seta, López, Reina, Bressan, Domingo, Tojo, Bianchi, Lan y Mugrabi	707
17. Estado de avance en el diagnóstico y caracterización ambiental del Arroyo Sarandí y su área de influencia. Speltini, Machalec, Coppo, Capato, Sanchez, Rodríguez, Flamini, Martinez y Nápoli.....	708
18. Aportes de plomo al estuario bahiense. Primer avance. Cifuentes, Escudero, Ricciuti, Medus, y Devoto	709
19. Aportes de zinc al estuario bahiense. Primer avance. Cifuentes, Escudero, Pérez, Medus y Silvina.....	710
20. 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. Elordi, Colman Lerner y Porta	711
21. Determinación de distancias de impacto ante derrame de sustancias tóxicas en cursos de agua. Delfratte, Santa Cruz, y Scenna	712
22. Fitorremediación como método alternativo para el tratamiento de aguas subterráneas. Panigatti, Boglione, Griffa, Schierano y Laorden	713
23. Evaluación de factibilidad en el reuso de aguas con destino industrial. Primer avance. Esandi, Sartor y Schmidt.....	714
24. Análisis comparativo de las propiedades físicas de tierras de diatomea estandar, calcinada y usada en procesos de filtrado en la industria. Moya, Gianenetto, Vega Caro, Neme y Murillo	715
25. Influencia del PH en la oxidación química de BTEX y MTBE mediante ferrato. Pepino Minetti, Pagnan, Zanel, Macaño y Britch.....	716
26. Depuración de cromato y vanadato de aguas contaminadas empleando columnas rellenas con polímeros naturales derivados de la industria pesquera. González, Failo, Gulisano, Nannini y Sala	717
27. Incorporación de metales pesados en ladrillos. Calbo, Munuce, Alitta, Baldo, Mercado, Soulé, Parco Parisi y Carlutti	718
28. Tratamiento de efluentes cloacales utilizando cámara séptica - lecho filtrante. Panigatti, Boglione, Griffa, Boidi y Schierano.....	719
29. Tratamiento de efluentes con contaminantes orgánicos mediante ferritas modificadas de CO y Mg: evaluación del consumo de H ₂ O ₂ . Agú, Zannier, Oliva, Casuscelli y Crivello.....	720
30. Comparación de medios de cultivo utilizados en la identificación de coliformes fecales termoestables.....	721
31. Incidencia en el medio ambiente del yoduro de plata (Iag) usado en la siembra de nubes por el programa de lucha antigranizo en la Provincia de Mendoza. Affranchino, Benenati, Luaner, Morcos y Brusadín	722
32. Línea de base de la radiactividad natural en suelo del ejido municipal de La Rioja. Baldo, Mainardi, Bonzi, Mercado, Céspedes, González, Russo y Castore.....	723
33. Oxifuncionalización de α -pineno mediante catálisis heterogénea. Una alternativa de química limpia. Cánepa, Eimer y Casuscelli	724

34. Obtención sustentable de monoglicéridos mediante catálisis heterogénea. Bálamo, Oliva, García Blanco, Eimer y Crivello.....	725
35. Calidad de aguas subterráneas afectadas por procesos agrícolas en el partido de La Plata- Provincia de Buenos Aires. Bazán, Alberino y Zamponi	726
36. Comparación de resultados de coliformes totales entre el monitoreo del agua de pozos de provisión y agua de red urbana por la técnica de filtración (ISO 9308). Moyano, Marín y Pegoraro.....	727
37. Aplicación de electroforesis capilar para la determinación de contaminantes en medio acuoso en muestras medioambientales. Comparación de metodologías analíticas. Marín, Pussetto y Chevarría.....	728
38. Aplicación de columnas de lecho fijo para captar metales pesados en agua. Alitta, Baldo, Calbo, Mercado y Munuce.....	729
39. Influencia de los distintos parámetros de reacción en la degradación fotocatalítica de ácido naranja 7 utilizando tamices moleculares modificados con cromo y titanio. Sabre, Elías, Eimer, Y Casuscelli	730
40. Estudios de sorción para la eliminación de Cr(III) en agua, empleando una columna de lecho fijo de cáscara de naranja: efecto del flujo, la concentración del metal y el tamaño de partícula. Gulisano, González, Failo y Sala.....	731
41. Síntesis, caracterización y aplicación de hidrotalcitas en el tratamiento de agua contaminada con nitrato. Heredia, Oliva, Roldan, Ullán, Herrero y Crivello.....	732
42. Preparación de fotocatalizadores y su evaluación en la decoloración de naranja de metilo. Marchena, Leal, Gomez, Pierella y Pizzio.....	733
43. Fotodegradación de diclorvos en aguas con zeolitas modificadas con cationes. Gomez, Leal Marchena, Pizzio y Pierella	734
44. Wetlands construidos: versatilidad en la remediación de efluentes de industrias metalúrgica. Maine, Sánchez, Hadad, Caffaratti, Pedro, Di Luca y Mufarrege.....	735

CUARTA PARTE: RESÚMENES PROIMCA

1. Revisión de metodologías usadas para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas en Colombia: caso de estudio Bogotá. Pachón	737
2. Perfiles químicos y patrones espaciales del polvo de la calle colectado en la megaciudad de Buenos Aires.....	738
3. Caracterización horaria y diaria de la concentración del número total de partículas en ambientes urbanos y suburbanos en Mendoza. Allende, Romero, Cremades, Mulena y Puliafito.....	739
4. El papel de los árboles urbanos en la remoción de partículas atmosféricas en Mendoza. Moreno, Martínez Carretero y Duplancic.....	740

5. Medición de no_2 , aerosoles y PM10 en La Plata. Reyna Almandos, Arrieta, Sacchetto, Torres, Ocariz y Orte.....	741
6. Modelo basado en agentes para la estimación de las emisiones de carbono. Castesana y Puliafito.....	742
7. Tráfico y medioambiente: optimización de redes de transporte urbano. Dominguez y Cortínez.....	743
8. Incertidumbre de los datos meteorológicos y su incidencia en el modelado de la dispersión de contaminantes en la atmósfera. Diez, Abril, Vidal y Britch	744
9. Dispersión de material particulado emitido desde un complejo industrial: comparación de resultados. Diez, Abril, Piccioni y Britch.....	745
10. Dispersión de PM10 generado por el tráfico vehicular en Ciudad Universitaria, Córdoba Capital. Diez, Abril, Piccioni y Britch	746
11. Estudio de la variabilidad espacial y temporal de los aerosoles derivados de la erupción del Complejo Puyehue /Cordon Caulle 2011. Mulena, Allende, Cremades, Puliafito y Lakkis.....	747
12. Simulación de las emisiones por quema de biomasa en el norte argentino con el modelo WRF-FIRE. Cremades, Allende y Puliafito	748
13. Modelo para el cálculo de la liberación de hidrocarburos a la atmósfera en sistemas de almacenamiento subterráneo de hidrocarburos con estimación estocástica de las incertidumbres por operación de estaciones de servicio. Servetti, Picco, Ahumada, Macaño y Britch	749
14. Análisis de la composición proteínica en lágrimas de poblaciones expuestas a la contaminación aérea por material particulado en zonas urbanas e industriales. Gutiérrez, Sedan, Serradell, Orte, Porta y Andrinolo	750
15. Diseño de un sistema de esterilización de aire mediante energía solar concentrada. Vidal, Fonseca, Guerrero, Macaño y Britch.....	751
16. Estudio de la influencia de la nubosidad sobre la radiación solar visible y UV en el observatorio atmosférico de la Patagonia austral. Wolfram, Salvador, Orte, Bulnes, D'elia, Vasquez y Quel.....	752
17. Estudio de la variación estacional de la radiación solar global visible y el impacto de la cobertura nubosa en Buenos Aires. Vasquez, Wolfram, Elian, Salvador, Masi, Repetto, Orte, D'elia y Quel	753
18. Evolución de la concentración de elementos inorgánicos en el agua de lluvia. López, Asar, Ceppi, Bürgesser y Ávila.....	754
19. Un estudio sobre la lluvia en la Ciudad de Córdoba entre 2009 y 2012. Asar, López, Ceppi, Bürgesser y Ávila	755
20. Inventario de emisiones atmosféricas en Mendoza. Compuestos orgánicos persistentes en 2011. Allende, Lana, Altamirano, Garro, Ruggeri y Puliafito	756
21. Estudio del material particulado y contaminantes asociados en el aire ambiente de La Plata y alrededores. Orte, Colman Lerner, Arrieta, Giuliani, Matamoros, Sacchetto ² , Reyna Almandos y Porta	757

22. Estudio del material particulado inhalable y contaminantes asociados en las ciudades De La Plata y Bahía Blanca. Orte, Colman Lerner, Morales, Barrionuevo, Aguilar, Giuliani, Dodero, Massolo, Matamoros, Sánchez y Porta	758
23. Análisis de los efectos producidos por la exposición al material particulado fino sobre la salud de los habitantes de la zona de elaboración de ladrillos artesanales en el Algarrobal, Mendoza. Allende, Civit, López, Piastrellini y Curadelli.....	759
24. Cálculo de las emisiones de carbono de fuentes móviles para la República Argentina a partir de indicadores socioeconómicos. Perez Gunella y Puliafito	760
25. Estimación de la tasa de emisión para gases de efecto invernadero en el relleno sanitario de Bower. Piccioni, Diez, Pepino y Britch	761
26. Desarrollo de un equipo de monitoreo de aire. Castro y Cremades	762
27. Caracterización sonora de materiales abundantes en la Provincia de Mendoza factibles de usar en la construcción de barreras acústicas. Boschi, y Robles	763
28. Análisis de las técnicas de reducción de campos magnéticos en cables de potencia. Manassero, Fernández, Steinmann y Lorenzón	764
29. Niveles de campos magnéticos en líneas de alta tensión de varias empresas de energía. Estudio de correlación con variables demográficas y electromecánicas. Manassero, Fernández, Steinmann y Gimenez.....	765
30. Contaminación electromagnética causada por la telefonía celular y los artefactos cotidianos. Luján, Neme, Teruel, Gálvez y Godoy.....	766
31. Telefonía móvil: del “electrosmog” a la contaminación visual. Aguirre.....	767
32. Manifestaciones biológicas detectadas en algunos organismos expuestos a teléfonos celulares. Luján, Neme y Castillo.....	768
33. Identificación y niveles de emisión de los campos electromagnéticos irradiados por antenas de telefonía móvil en tucumán. Galvez, Zalduendo, Teruel, Peralta, y Godoy	769



PRIMERA PARTE

**ARTÍCULOS
COMPLETOS
DEL IV CONGRESO
PRODECA**

PLAN DE GESTION AMBIENTAL PARA CALIDAD DE AGUA DE RECREACION

Elorriaga¹, Marisol; Varanese², Cristina; Romano², Georgina A.

1: Laboratorio Químico
Facultad Regional Delta
Universidad Tecnológica Nacional
San Martín 1471 CP 2804-Campana
e-mail: melorriaga@frd.utn.edu.ar

2: 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

Resumen: *En la ciudad de Campana, ubicada a orillas del Río Paraná, existen recreos, campings y clubes donde se realizan diversas actividades recreativas*

Como las aguas del Río Paraná no son utilizadas como provisión de agua potable no se realizan estudios de calidad de agua a nivel municipal, es por esto la necesidad de elaborar una propuesta para la formulación de un Plan de Gestión Ambiental de las aguas costeras con fines recreativos.

Teniendo como base el estudio de calidad de agua del río, 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 y la evaluación de los indicadores bacterianos de agua de recreación de la zona.

Palabras clave: Agua, recreación, indicadores bacterianos, plan, gestión.

1. INTRODUCCIÓN

En la ciudad de Campana ubicada a orillas del Río Paraná de Las Palmas, el uso del agua para el desarrollo de diferentes actividades recreativas ocupa un lugar importante, resultando una oferta turística de notable valor.

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), realizando este tipo de actividades tanto los habitantes de la ciudad como 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, estando en proceso la determinación de los niveles guía de calidad de agua de recreación de la zona de estudio.

1.1 ¿Porque Planteamos un Plan de Gestión Ambiental?

Las actividades recreativas pueden tener efectos positivos y negativos sobre la salud de los usuarios, estos efectos negativos pueden adoptar distintas formas debido a las funciones características de las áreas de agua recreativa; mayor presión por el uso de las zonas ribereñas, contaminación, diversidad de partes interesadas que compiten por el control y el uso del área, lo cual crea conflictos y demandas contradictorias sobre el ambiente.

Para minimizar los efectos sobre la salud de todas las actividades antrópicas en estas áreas, es necesario tratar estos temas e implementar opciones segura de manejo integrado de aguas recreativas, este plan debe ser *“un proceso dinámico y continuo que une gobierno y comunidad, ciencia y manejo, intereses sectoriales y públicos para elaborar e implementar un plan integrado para la protección y desarrollo de sistemas y recursos costeros*. Con el plan de gestión ambiental se brindará una herramienta de apoyo para favorecer 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 correspondiente-

Los usuarios 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 ellas y por ello la mayor concienciación 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, de la provincia de Buenos Aires, 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 microbiológica, es muy frecuente que varias fuentes contribuyan (descarga de otros ríos, aguas residuales industriales y cloacales, aguas de lluvia 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. ANTECEDENTES

2.1 Conocimiento actual de la calidad de agua del Río Paraná

En un trabajo de investigación anterior a este se realizó la caracterización de la calidad de las aguas del Río Paraná. Para esto se realizaron encuestas a las industrias y empresas de tratamiento de efluentes cloacales de la zona, con información obtenida de las mismas (rubro y caudal de efluente) se determinaron las cargas típicas de contaminantes en efluentes líquidos y caudales, y se realizó el modelizado de parámetros, siendo hoy en día la única información disponible sobre las descargas industriales y cloacales que recibe dicho río en el tramo correspondiente al partido de Campana.

Los resultados obtenidos a partir del modelo matemático de dispersión de contaminantes son los siguientes:

- Se obtuvo un mayor impacto por carga orgánica desde las industrias, pero un mayor aporte de carga de DQO desde los cloacales. Se destaca aquí que los cloacales incluyen el vuelco de camiones atmosféricos.
- El modelo permitió observar con detalle 2 zonas de máximo impacto, asociadas a los vuelcos del arroyo el Potrero y en el km 10 (progresiva local).
- También, el modelo predijo un aumento local de concentraciones en estas zonas, pero un decaimiento suave aguas abajo, trasladándose potencialmente el impacto mas allá de la zona estudiada.
- El modelo indicó que, en la zona de estudio, el impacto se concentra en los primeros 50 a 100 metros desde la costa.

3. OBJETIVOS DEL 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.
- Análisis Estadísticos.
- Desarrollo de niveles guías microbiológicos locales de calidad de agua para recreación.
- Creación de ordenanza municipal para clasificación de agua de recreación.
- Monitoreo y control permanente de la calidad 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.

3.1 Marco legal: Revisión de la legislación nacional y regional relacionada

En nuestro país no 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 ha adoptado 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)⁽³⁾ 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 13531/06 de la Provincia de Buenos Aires 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 niveles guía 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.
- Establecer niveles de calidad de agua de recreación con contacto directo, utilizando los ítems anteriormente mencionados.
- 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 cartelería 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 Concejo Deliberante 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.

4. DESARROLLO DE LOS OBJETIVOS

4.1 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).

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

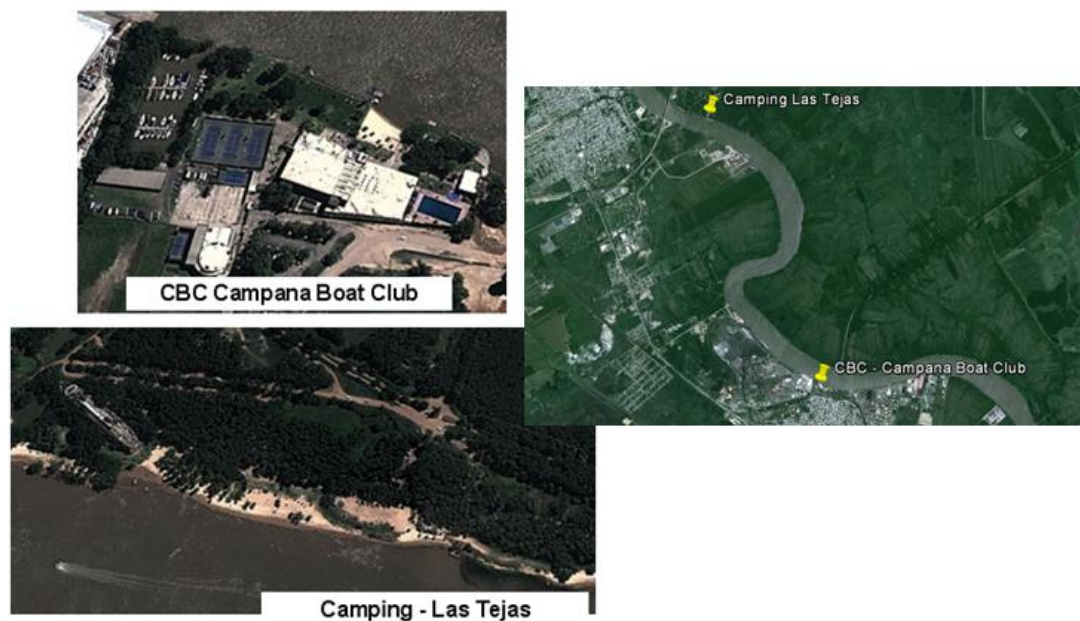


Figura 1: Vista de los lugares de recreación en los que se realizaron las toma de muestras

-Camping Las Tejas: El camping se encuentra en la Ruta Nacional N° 12 km 15 luego de cruzar el puente Zárate Brazo Largo, pertenece al partido de Campana y está ubicado a orillas del Río Paraná, es un lugar al que concurren vecinos de Zárate, Campana y turistas de las cercanías. Cuenta con playa y se practican actividades como natación, canotaje y windsurf. Su desventaja es que está próximo a la descarga de aguas residuales cloacales no tratadas de la ciudad de Zárate.

-Campana Boat Club: Está ubicado en la ciudad de Campana a orillas del Río Paraná de Las Palmas. Es un club privado al que concurren los habitantes de la ciudad de Campana. Cuenta con playa y se practican actividades como natación, canotaje y windsurf. Su desventaja es que está adyacente a un puerto privado donde existen grandes embarcaciones y aguas abajo de descargas residuales industriales tratadas y no tratadas.

4.2 Selección de indicadores de contaminación de aguas de recreación

En Argentina no existen normas que fijen concentraciones máximas de indicadores de contaminación en aguas recreativas. La aplicación universal de un criterio de calidad microbiológica es difícil por una serie de factores ambientales que afectan la relación entre el indicador, la exposición y la posibilidad de contraer enfermedades.

Hasta el presente se han utilizado solo niveles de calidad de acuerdo a estándares internacionales. Esto constituye un riesgo debido a que de acuerdo con las condiciones abióticas y las características bióticas del medio que los recibe, las bacterias Coliformes pueden prolongar o disminuir su sobrevivencia, que también es afectada por la velocidad de la

corriente, caudal, posibilidad de sedimentación, reflujos de los ríos receptores, entre otros (Pommoplury et al, 1992). Por lo expuesto es aconsejable que cada país o región realice los estudios epidemiológicos propios pero, como se mencionó anteriormente, se siguen usando los estándares de América de Norte ó de Europa (Holmer R, 1997), inclusive en nuestro país (Emiliani F, et al. 1999)⁽²⁾.

Mientras el uso de bacterias indicadoras para medir la calidad del agua se aplica ampliamente, no hay un acuerdo universal sobre que organismo/s es el indicador más útil. Actualmente los indicadores bacterianos más comúnmente usados son los coliformes totales (CT) y coliformes fecales.

Las concentraciones de bacterias indicadoras son muchas veces usadas para asegurar la calidad de agua recreacional empleada para contacto directo e indirecto. Los indicadores más comúnmente utilizados a nivel internacional para este tipo de medición son los de la Organización Panamericana de la Salud (OPS) < 1000 NMP CF/ml, los de la Unión Europea⁽⁴⁾ < 2000 NMP CF/100ml y los de la USEPA < 200 NMP CF/100ml.

4.3 Toma de muestras

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 muestrean 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 para el empleo de métodos estadísticos en el cálculo de los niveles guía de calidad bacteriológica.

En la zona no existen análisis previos de calidad microbiológica de agua, es por ello que luego que se tengan valores guía de calidad para el Río Paraná de Las Palmas la frecuencia de muestreo será mensual en invierno y quincenal en verano.

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⁽¹⁾.

4.4 Determinación de microorganismos: Coliformes Fecales y Totales en agua de uso recreacional

Para poder determinar los coliformes fecales y totales se realizaron la técnicas estandarizadas de fermentación en tubos múltiples (NMP) de coliformes fecales SM 9221 C y totales SM 9221 B ⁽¹⁾.

Los resultados de estas técnicas se expresan como número más probable de microorganismos en 100ml de agua APHA - AWWA - WPCF 17ma edición ⁽¹⁾.

5. RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 Lugar de muestreo: Playa del Boat Club de la Ciudad de Campana

Fecha de toma de muestra	CT NMP/100ml	CF NMP/100ml)	Observaciones
24/04/2012	2400	1200	
02/05/2012	2400	1368	Fuerte viento Norte Rio en bajante
09/05/2012	1500	669	
17/05/2012	4600	2800	Fuerte viento Norte Rio en bajante
21/05/2012	930	430	
06/06/2012	1500	965	
13/06/2012	4600	2300	Sudestada
18/06/2012	4600	1150	Sudestada
28/06/2012	2100	525	
04/07/2012	2400	912	
19/07/2012	2400	1200	
15/08/2012	1500	499	
22/08/2012	430	159	
29/08/2012	930	208	
03/09/2012	230	115	
05/09/2012	230	184	
01/10/2012	2400	2304	
10/10/2012	2400	2040	
14/01/2013	4600	2400	

Tabla 1: Resultados de los análisis bacteriológicos de la Playa Boat Club Ciudad de Campana. CT: Coliformes totales, CF: Coliformes Fecales.

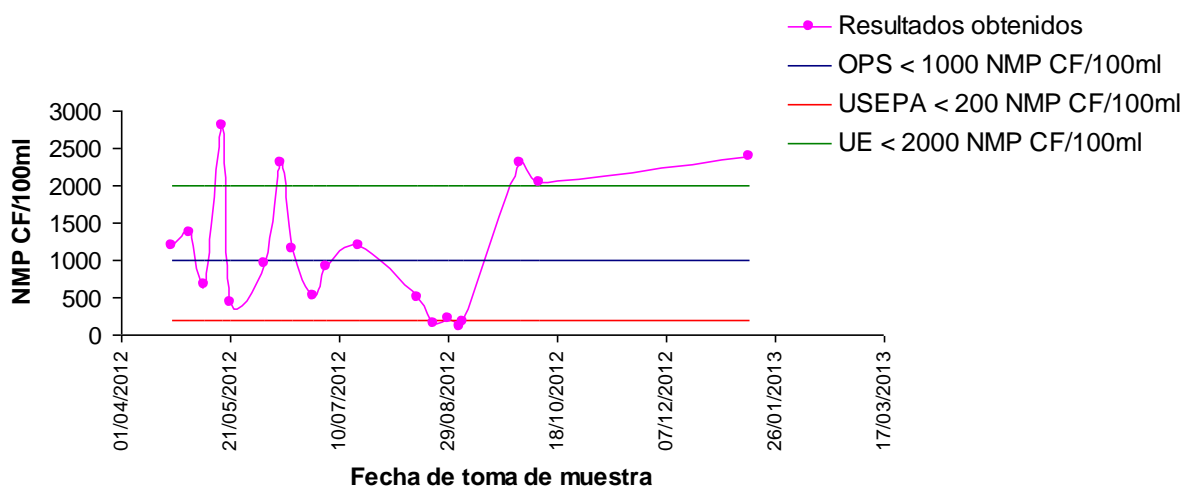


Figura 2: Resultados obtenidos en la Playa Boat Cub Ciudad de Campana

En la tabla 1 se puede ver de que manera 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 planta.

En el Club Boat Club de un total de 19 muestras 3 cumplen con la reglamentación de la USEPA (16%), 14 con la de la Unión Europea (74%) y 10 con la de la OPS (52.63%); existiendo 4 muestras que no cumplen con ninguna de las reglamentaciones mencionadas anteriormente (21%).

5.2 Lugar de muestreo: Las Tejas

En este caso el número de muestras es menor que el obtenido para el Boat Club debido a que el complejo Las Tejas se encuentra ubicado en una zona de islas de difícil acceso.

Fecha de toma de muestra	CT NMP/100ml	CF NMP/100ml
18/04/2012	11.000	6380
18/06/2012	11.000	5.500
13/11/2012	11000	9237

Tabla 2: Resultados de los análisis bacteriológicos de Las Tejas

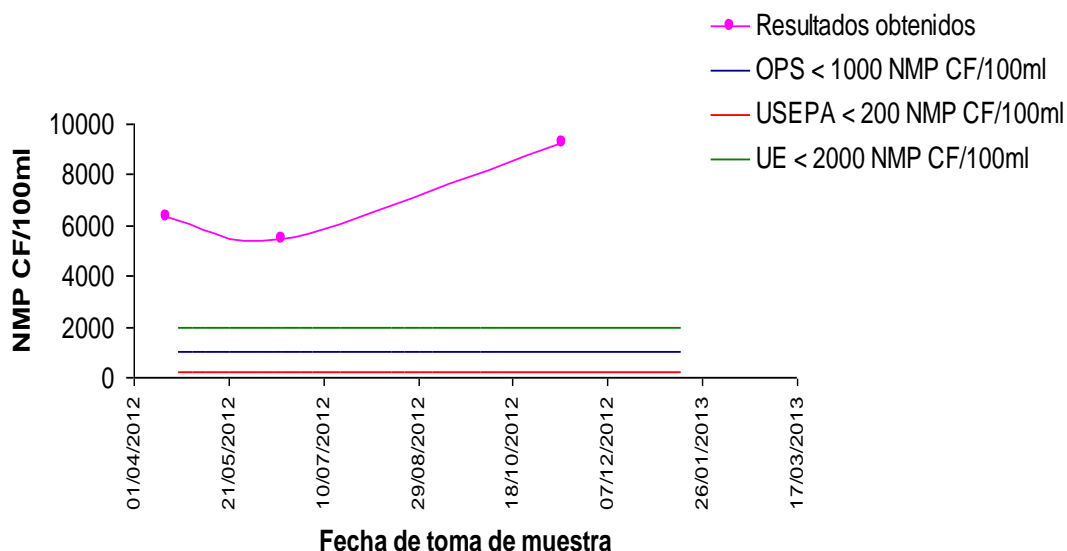


Figura 3: Resultados obtenidos en Las Tejas

En este punto de muestreo las conclusiones que pueden realizarse son apresuradas dado el escaso número de muestras, así y todo se puede observar en la figura 3 que el 100% de las muestras no cumple con ninguna de las reglamentaciones mencionadas; esto puede deberse a que aguas arriba de este punto de muestreo en la costa opuesta existe la descarga de efluentes cloacales (sin tratamiento previo) de la ciudad vecina de Zarate.

5.3 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.

6. 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 Campana, para explicar la situación actual de la calidad de agua del río Paraná de las Palmas sobre la costa de esta ciudad 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.

A través de la presentación ante el Concejo Deliberante se logro 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 medianamente altos 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.

7. RECOMENDACIONES

Evaluar el estado de la calidad de las aguas ribereñas en cuanto a parámetros microbiológicos 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.

De acuerdo a los resultados obtenidos se recomienda implementar acciones para garantizar un uso seguro del agua de recreación.

Las acciones propuestas a la Secretaría de Turismo de la ciudad serían el de informar al usuario sobre el estado de las aguas de recreación para así poder tomar una decisión consciente sobre el uso de la misma, mientras se pone en marcha el Plan de Gestión Ambiental.

En esta etapa se cumplió el primer objetivo que es el de establecer la calidad bacteriológica de las aguas de recreación más utilizadas, queda por delante la creación de la ordenanza municipal que exija la información al usuario sobre el agua que va a utilizar.

Se debe destacar el componente educativo a las empresas de la zona, a la empresa de saneamiento de efluentes cloacales y a los usuarios 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.

REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

Organismos consultados

- Municipalidad de Campana
- Subsecretaría de Medio Ambiente Campana
- Dirección de la Producción Campana
- Dirección de Control de los Servicios Sanitarios Campana.
- Subsecretaría de Turismo Campana

1. APHA (American Public Health Association) AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environment Federation) (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th edition, Washington, D.C

2. Emiliani, F; Iajmanovich R.; Acosta M. & Bonetto, S. “Variaciones temporales y espaciales de coliformes de *Escherichia coli* en aguas recreativas fluviales (Río Salado, Santa Fe, Argentina). Relación con los estándares de calidad”. *Revista Argentina de Microbiología* **31**:142.156. (1999)
3. Environmental Protection Agency (EPA) Water Quality Standards for Coastal and Great Lakes Recreation Waters. *Federal Register*. V. 69, N°. 220, 27 p. (2004).
4. Consejo de la Comunidad Europea (CEE) Directiva 2006/7/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo del 15 de febrero de 2006 relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño y por la que se deroga la Directiva 76/160/CEE. (2006).

AGRADECIMIENTOS

A la Ing. Laura Alderete por su colaboración en este trabajo.

FITORREMEDIACIÓN COMO MÉTODO ALTERNATIVO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Panigatti, Ma. Cecilia; Boglione, Rosana; Griffa, Carina; Schierano, Ma. Celeste y Laorden Franco

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela
Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
laboratorio.quimica@frra.utn.edu.ar

Resumen. *Actualmente se observa una mayor tendencia mundial a aprovechar el recurso hídrico subterráneo, pero su uso para consumo humano, está limitado por la calidad de los reservorios con altos contenidos de Arsénico, entre otros contaminantes. En los últimos años, se han desarrollado las llamadas fitotecnologías que involucran el uso de plantas acuáticas para la remoción de metales y compuestos tóxicos del agua a través de la absorción de las raíces. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el uso de distintas plantas acuáticas para la remoción de Arsénico y Flúor del agua. Se seleccionaron y recolectaron tres especies: Eichhornia crassipes, Salvinia herzogii, Pistia stratiotes, cada una de ellas fueron estudiadas en dos muestras de agua subterránea con distintas concentraciones de analitos. Las aguas fueron caracterizadas inicialmente a través de distintos parámetros fisicoquímicos. Se determinaron diariamente temperatura y pH en las aguas en estudio. La efectividad en la remoción de los contaminantes se comprobó realizando determinaciones de Arsénico y Flúor, en las aguas a 1, 2, 6, 8 y 10 días. Se obtuvo una disminución promedio en la concentración de Arsénico de 22 % y de Flúor de 29 %, en las tres especies estudiadas en las dos muestras de aguas.*

Palabras clave: Agua subterránea, Fitorremediación, Arsénico, Flúor.

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico, junto con el desarrollo industrial ha producido un aumento de la contaminación ambiental, incluyendo aire, agua y suelo. En cuanto al agua, muchas fuentes superficiales se han visto afectadas. Debido a esto, se observa una mayor tendencia mundial a aprovechar el recurso hídrico subterráneo, pero en una amplia zona de nuestro país, su uso para consumo humano, está limitado por la calidad de los reservorios con altos contenidos de Arsénico, entre otros contaminantes.

El Arsénico (As), es un elemento de amplia distribución en la llanura chaco-pampeana con impacto sobre la salud humana y animal. La presencia natural de este elemento está asociada al vulcanismo terciario y cuaternario desarrollado en la Cordillera de Los Andes, proceso que aún continúa y que se muestra en flujos de lava, géiseres, fumarolas, aguas termales y fenómenos geotérmicos [1, 2]. Este vulcanismo también ejerce influencia en algunas

características de las aguas dando como resultado pH elevado, alcalinidad y dureza variable, moderada salinidad y presencia de Boro, Flúor, Sílice y Vanadio. En Argentina, las aguas subterráneas en las áreas afectadas presentan concentraciones de Arsénico variables, que oscilan desde valores bajos de 0,02 mg/L hasta valores elevados de 2,00 mg/L.

Existen diversas técnicas para el tratamiento del agua en general y el abatimiento del Arsénico tales como: coagulación-precipitación, adsorción, nanofiltración, ósmosis inversa, métodos fotoquímicos, intercambio iónico, uso de materiales poliméricos, fotocátalisis heterogénea oxidativa y tecnologías de tratamiento in-situ como las barreras subterráneas.

En los últimos años, se han desarrollado las llamadas fitotecnologías que involucran el uso de plantas acuáticas para la remoción de elementos tóxicos del agua, siendo el principal mecanismo de captación la sorción a través de las raíces [3, 4, 5].

El uso de plantas acuáticas para la remoción de Arsénico del agua, constituiría un método efectivo, de fácil implementación y particularmente económico con posibilidad de utilización en zonas rurales dispersas, ya que en nuestro país, la población de estas áreas es la más afectada por esta problemática. La fitorremediación incluye diversos procesos como la fitoextracción, fitodegradación, rizofiltración, fitoestabilización y fitovolatilización [6].

Algunas de las especies más estudiadas para el tratamiento de aguas son: Jacinto acuático, Lenteja de agua y Azolla [7]. El jacinto acuático (*Eichhornia crassipes*) es una de las especies más ensayadas, debido a sus características depuradoras y a su fácil proliferación.

Las macrófitas flotantes *S. intermedia*, *L. minor* y *P. stratiotes* se han utilizado para la remoción simultánea de metales pesados del agua, utilizando plantas acuáticas vivas y desecadas, con muy buenos resultados [8]. Dichas macrófitas presentan la ventaja de crecer bajo condiciones climáticas variadas, lo que contribuye a su uso durante todo el año en diferentes lugares.

En cuanto a la remoción de contaminantes tales como Arsénico, Flúor y Nitratos, diversos autores han realizado experiencias utilizando plantas acuáticas con resultados alentadores [9, 10, 11, 12]. Alvarado et al. [13] han estudiado la remoción de Arsénico empleando *E. crassipes* encontrando una tasa de eliminación de 600 mg As/ha.día bajo condiciones de campo. En cambio, la remoción de Arsénico por *P. stratiotes* no ha sido estudiado por muchos autores. En cuanto a Salvinia, sólo dos especies han sido estudiadas, *S. natans* y *S. minima*, para la remediación de Arsénico [14, 15]. Se ha demostrado que la eliminación de este elemento es proporcional al tiempo de exposición y a la concentración en solución.

El objetivo del presente trabajo fue estudiar el uso de distintas plantas acuáticas para la remoción de Arsénico y Flúor del agua.

2. METODOLOGÍA

En la experiencia se utilizaron dos muestras de agua de pozo de diferentes características, una perteneciente a la ciudad de Rafaela (R) y la otra de una localidad cercana, denominada Bella Italia (BI). Las aguas fueron caracterizadas inicialmente a través de las siguientes variables fisicoquímicas: pH (método electrométrico), Conductividad (conductimétrico), Sólidos Totales (evaporación y secado en estufa a 105 °C), Cloruros (titulación argentométrica), Dureza Total (titulación con EDTA), Calcio (titulación con EDTA), Magnesio (cálculo por diferencia entre dureza y calcio), Alcalinidad Total (titulación ácido-base), Sulfato (turbidimetría), Nitritos (método colorimétrico con alfa-naftilamina), Nitratos (método

colorimétrico del ácido fenildisulfónico), Amonio (método colorimétrico), Flúor (electrodo selectivo), Arsénico (espectrometría de absorción atómica con inyección de flujo y generación de hidruros).

Para evaluar el comportamiento de las plantas acuáticas frente a la presencia de Arsénico, Flúor y otros analitos, se seleccionaron y recolectaron tres especies de macrófitas flotantes existentes en lagunas cercanas a la ciudad de Santa Fe: *Eichhornia crassipes* (*Ec*), *Salvinia herzogii* (*Sh*), *Pistia stratiotes* (*Ps*). Una vez en el laboratorio, las plantas se lavaron, primero con agua potable y luego con destilada, para eliminar restos de residuos sólidos provenientes de la laguna. Posteriormente, se escurrieron y pesaron (200 g aproximadamente de cada especie) y a continuación se colocaron en reactores de 10 L conteniendo las aguas en estudio (Figura 1). Cada una de las especies, fue estudiada en las dos muestras de agua subterránea, para lo cual se prepararon recipientes rotulados según lo detallado en la Tabla 1. Además, para cada una de las especies, se utilizaron como blanco, reactores con macrófitas donde se colocaron en agua destilada, sin Arsénico ni Flúor, para evaluar el crecimiento con un agua sin contaminantes. Los recipientes fueron colocados en un lugar iluminado con luz natural.



Figura 1: Plantas acuáticas utilizadas en la experiencia a escala laboratorio (*E. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. herzogii*).

Macrófita	Agua Rafaela	Agua Bella Italia
<i>Escherichia coli</i>	EcR	EcBI
<i>Salvinia herzogii</i>	ShR	ShBI
<i>Pistia stratiotes</i>	PsR	PsBI

Tabla 1: Esquema de trabajo en la experiencia realizada con tres macrófitas y dos aguas de pozo

En cada una de las especies, se evaluó la evolución de diversos parámetros, producto del proceso de fitorremediación llevado a cabo por las macrófitas. Se determinaron diariamente Temperatura, Conductividad y pH en todos los reactores en estudio. La efectividad en la remoción de los contaminantes se evaluó realizando en las aguas determinaciones de Arsénico, Flúor, Nitrito, Nitrato, Amonio y Fósforo, a 1, 2, 6, 8 y 10 días.

Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA [16].

3. RESULTADOS

En la Tabla 2 se pueden observar las características de las aguas utilizadas en la experiencia.

Parámetro	Agua Rafaela	Agua Bella Italia
pH	7,28	7,60
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5250	2650
Alcalinidad ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	805,7	754,1
Cloruro ($\text{mg Cl}^-/\text{L}$)	417,5	45,2
Dureza Total ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)	337,1	70,6
Calcio ($\text{mg Ca}/\text{L}$)	66,0	18,9
Magnesio ($\text{mg Mg}/\text{L}$)	41,9	5,7
Sulfato ($\text{mg SO}_4^{2-}/\text{L}$)	761,5	107,3
Nitratos ($\text{mg NO}_3^-/\text{L}$)	253,1	10,7
Nitritos ($\text{mg NO}_2^-/\text{L}$)	ND (0,05)	ND (0,05)
Fluoruro ($\text{mg F}^-/\text{L}$)	0,8	1,0
Amonio ($\text{mg NH}_4^+/\text{L}$)	ND (0,05)	ND (0,05)
Fosforo ($\text{mg P}/\text{L}$)	ND (0,05)	ND (0,05)
Arsénico ($\text{mg As}/\text{L}$)	0,039	0,128

Tabla 2: Características fisicoquímicas de aguas de pozo utilizadas en la experiencia.
(ND: Valores que indican resultados por debajo del límite de detección).

El agua de pozo de Rafaela utilizada en la experiencia posee conductividad más elevada y mayores contenidos de Cloruros, Calcio, Magnesio y Sulfato, respecto de la de Bella Italia. La concentración de Nitrato es alta, no detectándose Nitrito, Amonio y Fósforo. En el caso del agua de Bella Italia empleada, si bien posee menores concentraciones de los iones mayoritarios, las concentraciones de Arsénico y Flúor son más elevadas que el caso anterior. En el agua BI tampoco se detectan concentraciones de Nitrito, Amonio y Fósforo. Las concentraciones de Arsénico y Flúor iniciales fueron 0,039 y 0,128 mg As/L y 0,8 y 1,0 mg F/L para Rafaela y Bella Italia respectivamente (Tabla 2).

Durante el transcurso de la experiencia, la temperatura del agua de todos los reactores osciló entre 20 y 22 °C, mientras que los valores de pH sufrieron un aumento de una unidad en todos los casos, llegando al final de la experiencia a valores entre 8,1 y 8,6. Las conductividades descendieron en el caso del agua BI y tuvieron un leve aumento para R, al final de la experiencia.

Las concentraciones de Nitratos fueron variables a lo largo de la experiencia. Trabajando con el agua con baja concentración del ion, se observó un aumento a lo largo de la misma. En cambio, en aquella con elevado contenido de nitrato hubo una tendencia a disminuir el anión (Figura 2). Se observó un aumento considerable en las concentraciones de Nitrito, Amonio y Fósforo, lo que se justificaría como consecuencia de la descomposición de algunas macrófitas al transcurrir una semana de ensayo (Figuras 3 y 4).

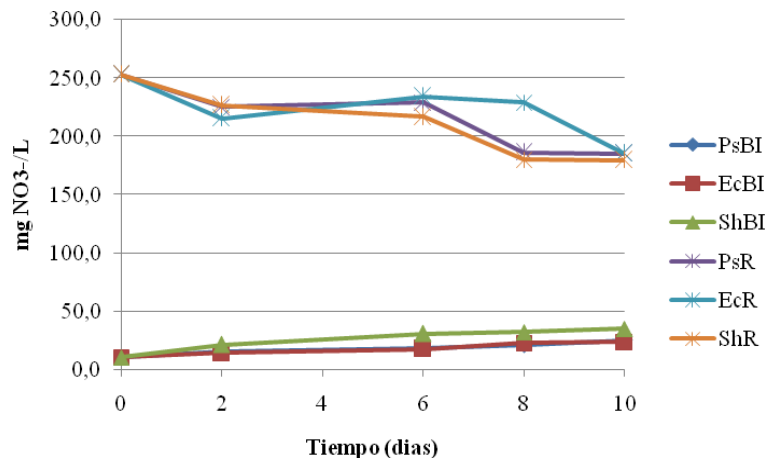


Figura 2: Concentraciones de Nitrato en agua al durante el transcurso de la experiencia.

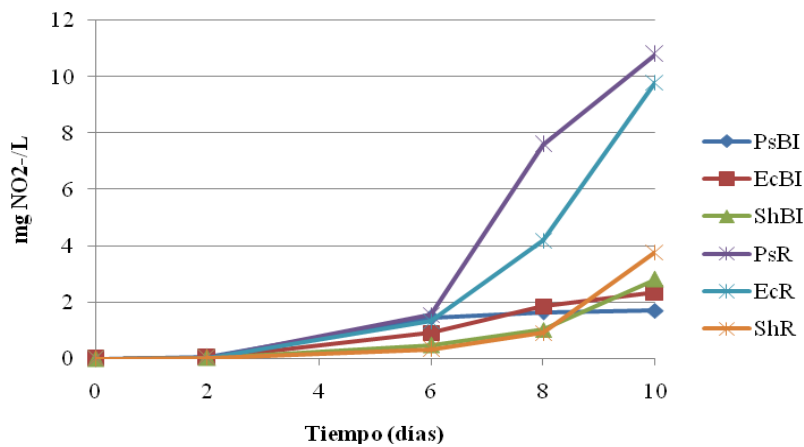


Figura 3: Concentraciones de Nitrito en agua al durante el transcurso de la experiencia.

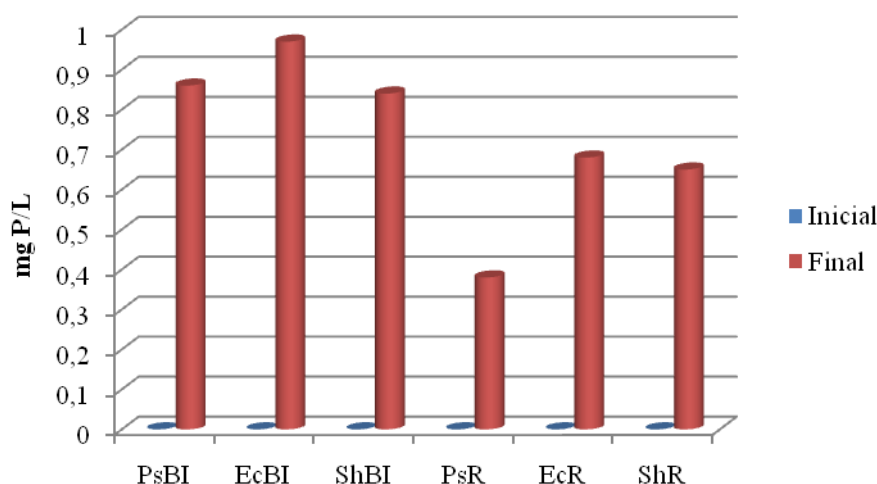


Figura 4: Concentraciones de Fósforo en agua al inicio y final de la experiencia.

Las concentraciones de Fluoruro y Arsénico en agua disminuyeron en todos los casos durante el transcurso de la experiencia. De acuerdo con los resultados obtenidos de concentración de ambos elementos en el agua al inicio y final de la experiencia, se calcularon los porcentajes de remoción para cada especie estudiada. En el caso de Arsénico, en el agua R con menor concentración inicial (0,039 mg/L), se lograron remociones entre aproximadamente 20 y 30 %, donde el mayor porcentaje (30,8 %) se obtuvo trabajando con *Eichhornia crassipes*. La eliminación de Arsénico no fue tan importante como para alcanzar valores de potabilidad (menor a 0,01 mg/L). En el caso del agua BI, con mayor contenido de Arsénico (0,128 mg/L), no hubo diferencias significativas en los porcentajes de eliminación para las tres plantas en estudio (Figuras 5 y 6).

E. crassipes ha tenido un mayor porcentaje de remoción comparado con las otras macrófitas, se puede suponer que se debe a la mayor tasa de crecimiento que posee, mayor producción de biomasa y mayor cantidad de raíces [17].

La eficiencia de las macrófitas flotantes para la remoción de metales pesados ha sido tradicionalmente estudiada para metales M^{+n} . Los mecanismos de absorción de cationes resultan más efectivos que para el caso de los aniones, que es la forma en que está presente el Arsénico, en las experiencias realizadas [18].

Varios investigadores [14, 15, 19] han reportado que el Arsénico compite con el fosfato en la absorción obteniéndose correlaciones negativas en la eliminación de Arsénico con presencia de elevadas concentraciones de fosfato. Esto puede deberse a que la especie As (V) (arseniato), que es la dominante bajo condiciones óxicas y es análoga al fosfato por lo que compiten en la absorción. En el caso en estudio, las concentraciones de fosfato soluble en agua han aumentado mientras que el Arsénico ha disminuido a lo largo de la experiencia.

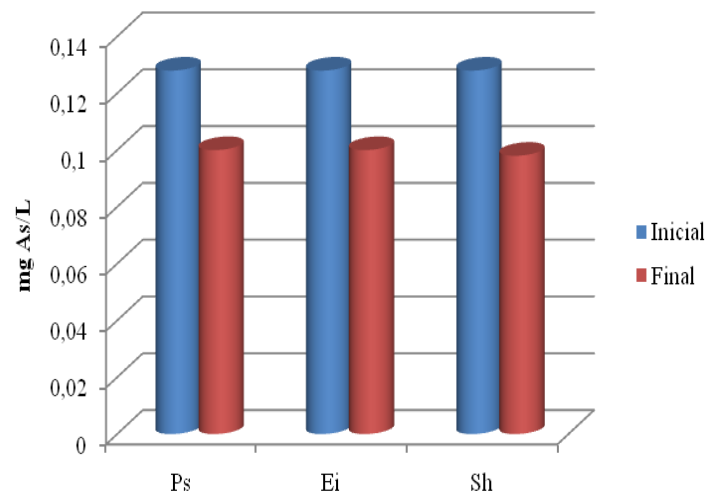


Figura 5: Concentraciones de As en agua al inicio y final de la experiencia utilizando agua BI.

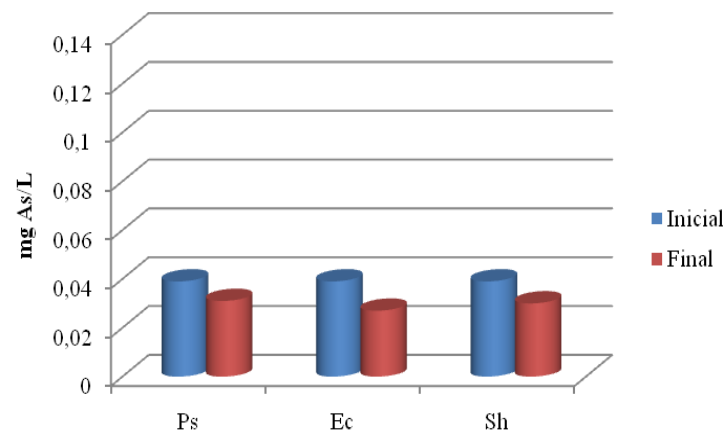


Figura 6: Concentraciones de As en agua al inicio y final de la experiencia utilizando agua R.

En el caso del Flúor se lograron mayores remociones en el agua con menor contenido inicial del ion (Agua R). Se obtuvo una disminución promedio en la concentración de Flúor de 29 %, en las tres especies estudiadas en las dos muestras de aguas (Figuras 7 y 8). En el agua BI, *P. stratiotes* ha logrado el mayor porcentaje de remoción de Flúor.

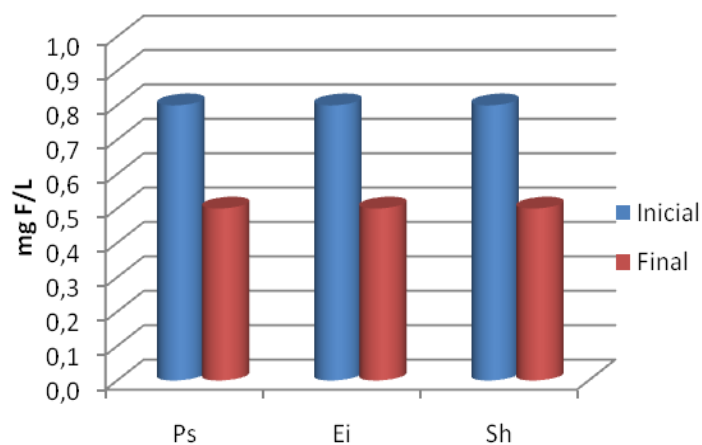


Figura 7: Concentraciones de Flúor en agua al inicio y final de la experiencia utilizando agua R.

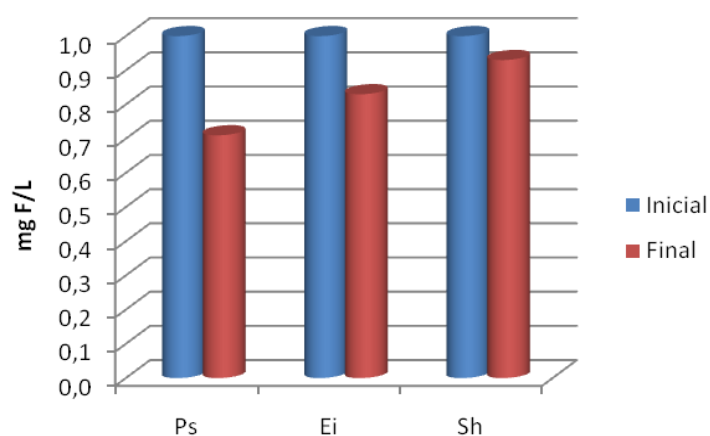


Figura 8: Concentraciones de Flúor en agua al inicio y final de la experiencia utilizando agua BI.

Habiendo transcurrido 10 días desde el inicio de la experiencia, la misma debió ser interrumpida ya que la mayoría de las plantas presentaban cambio de color en sus hojas y se comenzaba a percibir descomposición.

Si bien la fitorremediación es una técnica con grandes ventajas que presenta respecto de las tecnologías tradicionalmente utilizadas en descontaminación, se debe tener en cuenta la adecuada gestión de las macrófitas, ya que en el caso de contener metales se convierten en residuos tóxicos. Debido a esto, en próximas experiencias, se efectuará el balance de Arsénico y Flúor realizando determinaciones de los mismos en los vegetales, al inicio y final de la experiencia.

4. CONCLUSIONES

- La fitorremediación es una tecnología verde basada en el uso de plantas capaces de acumular, traslocar y concentrar grandes concentraciones de elementos tóxicos en sus distintas partes. Si bien existen experiencias alentadoras en cuanto al uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas con elevados contenidos de Arsénico y Flúor, se deben realizar investigaciones específicas en cada caso, teniendo en cuenta las condiciones climáticas y las especies presentes en la región en estudio.
- Los sistemas estudiados han demostrado una eliminación moderada, pero no suficiente de parámetros como Arsénico y Flúor.
- Trabajando con *E. crassipes*, *S. herzogii* y *P. stratiotes* y concentraciones de Arsénico de 0,039 y 0,128 mg/L se obtuvo una disminución promedio en la concentración del metaloide del 22 %.
- En cuanto al Flúor se lograron remociones medias del 29 %, en las tres especies estudiadas en las dos muestras de aguas.
- Debido a la descomposición de las plantas, en próximos ensayos se buscará la manera de mejorar las condiciones de recolección y ambientación de las mismas, previo al inicio de la experiencia.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Benitez, M; Osicka, R.; Gimenez, M.; Garro, O. Arsénico total en aguas subterráneas en el centrooeste de la provincia de Chaco. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. (2000).
- [2] Bhattacharya, P.; A. H. Welch, K. G. Stollenwerk, M. J. McLaughlin, J. Bundschuh, G. Panaullah. Arsenic in the environment: Biology and Chemistry, *Sci. Total Environ.* 379, 109–120. (2007).
- [3] Denny, H., Wilkins, D. Zinc tolerance in *Betula* spp. II. Microanalytical studies of zinc uptake into root tissues. *New Phytol.* 106, 525-534. (1987).
- [4] Miretzky, P.; Saralegui, A.; Cirelli, A.F. (2004). Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere* 57, 997-1005.
- [5] Maine, M. A.; Suñe, N.L.; Lagger, S.C. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Res.* 38, 1494-1501. (2004).
- [6] Vamerali, T.; Bandeira, M; Mosca, G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ.Chem.lett.* 8,1-17. (2010).
- [7] Metcalf y Eddy, Inc., *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.* 3º Ed. Mc Graw-Hill. Madrid. España. 1485 pp. (1995).
- [8] Miretzky, P., Saralegui, A., Fernández Cirelli, A.: Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere* 62, 247-254. (2006).
- [9] Robinson, B.; Kim, N. Marchetti, M.; Moni, C.; Schroeter, L.; van den Dijssel, C.; Milne, G.; Clothier, B. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zeland. *Environ. Exp. Bot.* 58, 206-215. (2006).
- [10] Tu, C.; Ma, L. Q.; Bondada, B. Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese brake and its utilization potential for phytoremediation, *Environ.Qual.* 31, 1671-1675. (2002).

- [11] Mahmud, R.; Inoue, N.; Kasajima, S.; Shaheen, R. Assesment of potential indigenous plant species for the phytoremediation of Arsenic-contaminated areas of Bangladesh. *International Journal of Phytoremediation*. 10, 119-132. (2008).
- [12] Zhang, X.; Lin, A.J.; Zhao, F.J.; Xu, G.Z.; Duan, G.L.; Zhu, Y.G. Arsenic accumulation by aquatic fern *Azolla*: comparison of arsenate uptake, especiation and efflux by *A. caroliniana* and *A. filiculoides*. *Environmental Pollution*. 156, 1149-1155. (2008).
- [13] Alvarado, S., Guedez, M, Lue-Meru, M.P., Nelson, G., Alvaro, A.; Jesus, A.C.; Gyula, Z. Arsenic removal from waters by bioremediationn with the aquatic plantas water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesse duckweed (*Lemna minor*). *Bioresour. Technol.* 99, 8436-8440. (2008).
- [14] Hoffmann, T.; Kutter, C.; Santamaria, J. Capacity of *Salvinia minima* Baker to tolerate and accumulate As and Pb. *Eng. Life Sci.* 4, 61-65. (2004).
- [15] Rahman, M.A., Hasegawa, H., Ueda, K., Maki, T., Rahman, M.M. Influence of phosphate and iron ions in selective uptake of arsenic species by water fern (*Salvinia natans* L.). *Chem. Eng. J.* 145, 179–184. (2008).
- [16] APHA. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition American Public Health Assoc., N.York 1268 pp. (2001).
- [17] Kelley, C. ; Mielke, R.E.; Dimaquibo, D.;Curtis, A.J.; DeWitt, J.G. Adsorption of Eu (III) onto roots of water hyacinth. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1439-1443. (1999).
- [18] Pérez Carrera, A., Fernández Cirelli, A.: Fitotecnologías para la remoción de arsénico en aguas. *XXI Congreso Nacional del Agua*. San Miguel de Tucumán, Argentina (2007).
- [19] Mkandawire, M., Gert Dudel, E.: Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Sci. Total Environ.* 336, 81-89. (2005).

EVALUACIÓN DE FACTIBILIDAD EN EL REUSO DE AGUAS CON DESTINO INDUSTRIAL- Primer Avance.

Esandi¹, Juan; Sartor², Aloma y Schmidt², Patricia

1: Departamento de Ciencias de la Administración
Universidad Nacional del Sur (UNS)
12 de Octubre y San Juan, 8° Piso – (8000) Bahía Blanca
e-mail: juaniesandi@gmail.com, web: <http://www.uns.edu.ar>

2: 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 presente trabajo forma parte del Proyecto de investigación “Gobernanza y Gestión Integrada Recursos Hídricos”, en el eje que investiga sobre la viabilidad socioeconómica en la implementación del reuso de aguas residuales urbanas con destino a la zona industrial portuaria de Bahía Blanca. El objetivo de este trabajo es realizar una evaluación sobre el marco institucional, normativo y de gestión de proyectos de reutilización de aguas residuales. En particular la disponibilidad de agua en la región de Bahía Blanca está limitada a un desfase entre crecimiento de la demanda urbana e industrial que no estuvo acompañada por incorporación de nuevas fuentes significativas al sistema de abastecimiento, ni por planes de optimización en la gestión del recurso. Actualmente el complejo industrial portuario consume casi un 25% del total del agua que se consume en la ciudad. Desde hace algunos años se impulsa la recuperación y tratamiento del efluente de salida de líquidos cloacales de la Planta de Tratamiento Bahía Blanca como fuente alternativa para reemplazar este porcentaje de agua destinada al uso industrial, a fin de mejorar la oferta de agua para consumo urbano. La metodología que se utilizará consistirá en el relevamiento del marco normativo que tiene que cumplir un proyecto de reuso de aguas residuales en Bahía Blanca, así como realizar la identificación de los actores claves que tienen intervención o vinculación con el proyecto.*

Palabras clave: Reuso de aguas residuales, destino industrial, normativa.

1. INTRODUCCIÓN

El proyecto, del cual forma parte este trabajo, se enmarca en el PID UTN “Gobernanza y Gestión Integrada de Recursos Hídricos”, y tiene como objetivo analizar la viabilidad socioeconómica del reuso de aguas residuales urbanas destinadas a las industrias a gran escala de la zona industrial portuaria de Bahía Blanca, a partir de la utilización de los efluentes de la Planta de Tratamiento Bahía Blanca (PTBB).

Bahía Blanca padece problemas de abastecimiento de agua desde hace varios años, atravesando fuertes períodos de crisis. El último de estos períodos fue durante los años 2008-2009, cuando una etapa de sequía agravó las condiciones naturales que impactaron sobre la cantidad de agua acumulada en el embalse Paso de las Piedras, sumándose a la falta de infraestructura adecuada que no acompañó su crecimiento urbano e industrial. Este desfasaje, y los conflictos reiterados, llevaron a la opinión pública a contraponer el destino de agua para abastecimiento de la población con su uso para la industria. Por ello, un proyecto de recuperación y tratamiento de efluentes urbanos que reemplace el caudal de agua cruda y/o potable que actualmente es derivado a las industrias del sector portuario, sería clave para afianzar y sostener el desarrollo industrial, contribuyendo a reducir los efectos negativos de la crisis hídrica que ha castigado la región en los últimos años y que amenaza profundizarse en el futuro si no se toman medidas concretas, además de mejorar las posibilidades de suministro a la población.

El desarrollo de esta actividad para Bahía Blanca, generaría además otros beneficios, como ser:

- Evitar los actuales aportes de contaminantes en los cuerpos receptores debido al generalizado déficit o ausencia de tratamientos, previo a su disposición final, mejorando la calidad natural del estuario bahiense en el actual sector de descarga de aguas residuales.
- Sería un aspecto positivo para mejorar la relación sociedad-industria.
- Como alternativa de uso industrial podría destinarse a crear áreas forestadas en el sector de Ing. White que ejercerían la función de pulmón verde en el área industrial.

Sin embargo, frente a estos beneficios del reuso de aguas residuales tratadas, son múltiples los desafíos que se presentan para avanzar en este tipo de actividades, entre ellos los aspectos jurídicos, económicos, tecnológicos e institucionales, tal que aseguren que dichas actividades cumplan con condiciones sanitarias adecuadas y de sustentabilidad ambiental, sin que las mismas se conviertan en obstáculos para su desarrollo [1].

El desarrollo de actividades de reuso de aguas residuales destinadas al sector industrial tiene sentido en la participación que representa en el consumo del recurso. “El 59 % del consumo total de agua en los países desarrollados se destina a uso industrial, mientras que en el mundo corresponden a un 22 %. Se estima que el uso anual global de agua por parte de la industria aumente de una cantidad aproximada de 725 Km³ en 1995 a unos 1.170 Km³ en 2025. El uso industrial representará entonces un 24 % del consumo total de agua. Gran parte de este aumento se llevara a cabo en aquellos países en desarrollo que se encuentren actualmente en fase de crecimiento industrial acelerado” [2].

2. EXPERIENCIAS DE REUSO DE AGUAS RESIDUALES A NIVEL NACIONAL

Argentina no tiene un marco legal que establezca las condiciones mínimas requeridas para impulsar el desarrollo de actividades de reuso de aguas, así como las políticas de promoción para el desarrollo de la misma; sin embargo, existen experiencias aisladas de reutilización de aguas residuales con diferentes grados de consolidación, especialmente en actividades de carácter productivo. Mendoza es la provincia que más experiencia ha desarrollado en esta actividad, con una arquitectura institucional y jurídica compleja en materia de gestión de agua

y que se extiende a la utilización de las aguas residuales. Más de 160.000 m³/d de aguas residuales urbanas son tratadas por uno de los sistemas de lagunas más grandes del mundo, en el Campo Espejo (una planta de tratamiento de aguas residuales con un área total de 290 Ha). El agua de reutilización en esta región es un recurso vital, permitiendo la irrigación de más de 3.640 Ha de bosques, viñedos, aceitunas, alfalfa, árboles frutales y otras cosechas. Otro proyecto de reuso desde la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Paramillo de 100.000 m³/d, propone potenciar el área de irrigación de un oasis de 20.000 Ha [3].

Otra experiencia se lleva adelante en la ciudad de Puerto Madryn, con el reuso del 100 % de los efluentes cloacales urbanos tratados, utilizados en riegos forestales y para abastecer un sistema de protección contra incendios de campos en la zona de la Península de Valdés, minimizando de esta manera el consumo de agua potable¹. En Santa Cruz también se ha realizado el reuso de aguas residuales para la forestación, lo que ha permitido cubrir una deficiencia existente en cuanto a los recursos hídricos escasos de algunas regiones de la Provincia.

3. FUNDAMENTACION DEL PROYECTO

3.1. Evolución del servicio de agua en la ciudad de Bahía Blanca

Bahía Blanca es una ciudad portuaria e industrial de escala nacional e internacional, con un desarrollo químico y petroquímico importante, cuya demanda de agua de uso industrial entra en conflicto potencialmente con las demandas urbanas. El interés de impulsar el desarrollo industrial, promovió la realización de estudios con el fin de instalar la industria petroquímica, la que requiere para su funcionamiento abundante energía. Ambas actividades, producción energética y química son a su vez las mayores consumidoras de agua. El polo industrial petroquímico inicia su actividad con la puesta en marcha de Petroquímica Bahía Blanca (1981), la construcción de la Central Termoeléctrica Luis Piedrabuena (1989) y el tendido del gasoducto Neuba II. Esta circunstancia llevó a ampliar la infraestructura existente para el abastecimiento de agua, construyéndose el Dique Paso de las Piedras sobre el río Sauce Grande, el Acueducto y la Planta Potabilizadora Patagonia², formulándose también el Plan Integral de Abastecimiento de Agua a Bahía Blanca (1978).

La obra del dragado del canal principal hasta la profundidad de 45 pies (1989-1992), potenció el desarrollo de la actividad portuaria del sector. La segunda etapa de crecimiento del complejo portuario-industrial se produce a fines de los noventa, con inversiones superiores a 2.200 millones de dólares en el sector químico y petroquímico, lo que permitió duplicar la producción. Esta etapa también estuvo vinculada a un compromiso por parte del Gobierno de la Provincia de Buenos Aires de ampliar la capacidad de abastecimiento de agua con construcción de nuevas obras [4]. Estas obras no se realizaron, por lo que frente a una oferta fija y el crecimiento del sector industrial y del consumo por efecto del aumento de la

¹ Seminario “Reuso de Efluentes Líquidos Urbanos e Industriales”. Puerto Madryn (2010).

² Con una capacidad de tratamiento 160.000m³ por día.

población (y en la última década por el atraso de tarifas conjugado con aumento del ingreso, ej. piscinas), se profundizaron los conflictos.

Actualmente este sector industrial consume 550 m³/h de agua potable y 1400 m³/h de agua cruda. Desde las Plantas Potabilizadoras Patagonia y Grunbein se realiza el abastecimiento a las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta, con una población de 301.501 y 61.600 habitantes respectivamente. (Censo 2010).

El régimen del río Sauce Grande que abastece el embalse es de carácter pluvial, por lo tanto el recurso fluctúa según los períodos de abundancia y de escasez de lluvias ya que el embalse, capta el agua de dicha cuenca. Esta dependencia climatológica marca una de las debilidades más significativas a fin de garantizar la continuidad y mantenimiento del servicio público. Esto ha hecho que Bahía Blanca padezca problemas de abastecimiento de agua desde hace varios años, atravesando fuertes períodos de crisis, como los que se describieron en la introducción. En este contexto, las Universidades locales presentaron un “Informe Técnico sobre aspectos relevantes de la problemática del agua en la región de Bahía Blanca” en diciembre de 2009, que culmina con una serie de propuestas a corto y mediano plazo, entre las que se menciona la importancia de estudiar la factibilidad técnico-económica y ambiental de la recuperación de los efluentes cloacales y su reciclado para uso industrial. [5]

Desde la perspectiva de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos, el uso del agua en una región semiárida debiera priorizar los esfuerzos necesarios para mejorar cada una de sus etapas (captación, transporte, tratamiento, almacenamiento y distribución) así como diversificar las fuentes para que el sistema de abastecimiento sea menos vulnerable ante eventos climáticos como el anterior.

3.2. Antecedentes sobre la gestión de los efluentes cloacales en Bahía Blanca

En el año 1997 se inauguró una planta de tratamiento de los efluentes cloacales en la Primera Cuenca (PTBB), que sólo cuenta con una primera etapa de separación de sólidos y cuyo cuerpo receptor es el estuario de Bahía Blanca. Después de instalada la planta, la deficiencia del tratamiento ha sido fundamento de preocupación por los aportes de contaminantes de este efluente al estuario; situación que puede ratificarse analizando el temprano tratamiento del tema en el ámbito de la Comisión Asesora de Medio Ambiente del Honorable Consejo Deliberante (1992). Así mismo el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) ha realizado investigaciones constantes de la calidad del agua del estuario desde, antes y después de la localización del polo industrial en el área portuaria [6]. Desde el año 2003, el IADO tiene a su cargo el “Programa de Estudio del Impacto de la Descarga Cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca”, aportando la información sobre el análisis de los puntos de muestreo en el Estuario. En el marco de este programa, se presentó un informe sobre la investigación de 24 campañas realizadas sobre la descarga de la PTBB [7].

Desde el año 2001, se instaló el Programa Integral de Monitoreo (PIM) realizado por el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca (MBB), organismo público de control requerido por la Ley N° 12.530, para monitoreo de la calidad ambiental del área portuario industrial de Bahía Blanca. El PIM está formado por diferentes programas de monitoreo y control, entre ellos los que aportan datos en relación directa con el recurso agua:

Programa de control de efluentes industriales, Programa de monitoreo de la calidad de agua del estuario, Programa de monitoreo de aguas subterráneas.

En 1977 inició su funcionamiento la planta de tratamiento de Ing. White, la cual no se encuentra operando como tal, sino que desde allí se bombean los efluentes cloacales a la PTBB. A partir del año 2008, comenzó a funcionar la Planta de Tratamiento de la Tercera Cuenca con una capacidad de tratamiento de 500 m³/hora, con potencialidad de ampliación para duplicar la misma. En este momento está recibiendo un caudal aproximado de 300 m³/hora. En la Figura 1 se visualiza la ubicación de las plantas existentes y sus cuencas correspondientes.

Referencias:

- Cuenca de vuelco a Planta Depuradora Ingeniero White
- Cuenca vuelco a Planta Desbaste Bahía Blanca
- Cuenca de vuelco a Planta Depuradora Tercera Cuenca
- En la actualidad: Cuenca de vuelco a Planta Desbaste Bahía Blanca

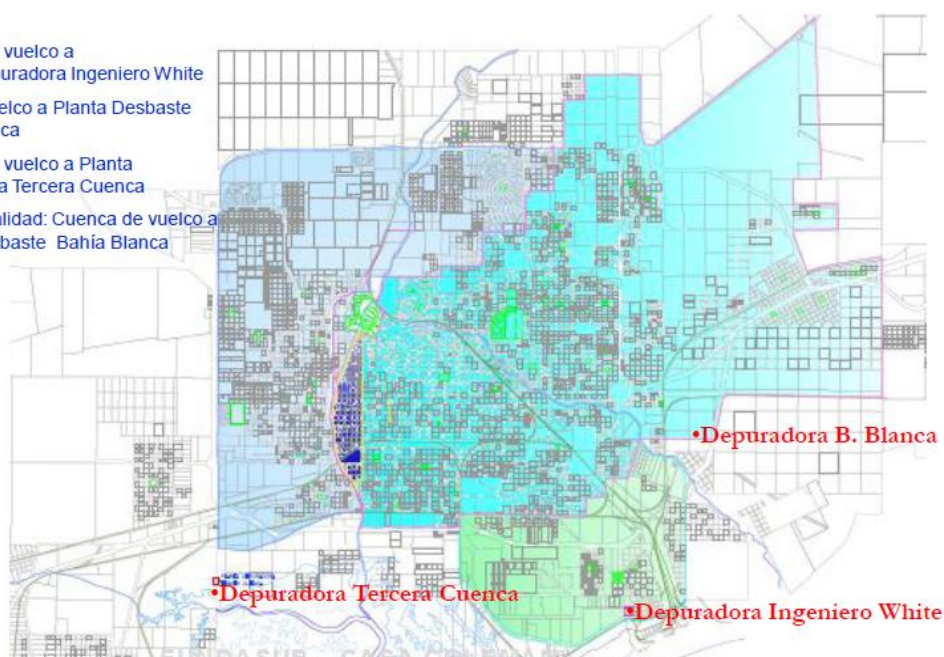


Figura N° 1: Localización de las plantas de tratamiento en Bahía Blanca.

Fuente: Sistema Cloacal de Bahía Blanca y Alternativas de Reutilización de Aguas Residuales, ABSA

La preocupación por las deficiencias del tratamiento y los aportes contaminantes al estuario, así como la necesidad de avanzar en proyectos de reuso de estos efluentes, ya se manifestaban en el Plan Estratégico de Bahía Blanca en el año 2000 donde se menciona: *“La planta depuradora de líquidos cloacales de la ciudad actualmente sólo permite la retención de sólidos, descargando las aguas sin mayor tratamiento al estuario. Esta situación torna imprescindible avanzar en la construcción de las etapas siguientes a fin de evitar los problemas de contaminación en el mar...Es posible que, luego de un tratamiento secundario o terciario, las aguas puedan ser utilizadas para consumo industrial. Uno de los aspectos más importantes de esta alternativa de uso lo constituye la posibilidad que el Dique Paso de las Piedras dejara de aprovisionar a parte de la industria, pudiendo de este modo orientarse principalmente al consumo de la población.... Con respecto a la posibilidad de utilización del*

agua reciclada para la industria o el riego, es menester realizar estudios que determinen con mayor certeza las posibilidades técnicas y la relación costo beneficio” [8].

Algunos antecedentes locales de análisis sobre posibilidades de reciclado de efluentes urbanos son:

- En el ámbito de la Comisión Asesora de Medio Ambiente del Honorable Concejo Deliberante (HCD).

- La Subcomisión de Aguas solicitó el control de la contaminación y preservación del medio ambiente poniendo énfasis en la contaminación provocada por el efluente cloacal (Expediente 1382/1997).

- La Asociación Ambientalista del Sur realizó una presentación expresando la necesidad de evaluar el mejoramiento del tratamiento de los efluentes cloacales y la exploración de la factibilidad del reuso de los mismos para destino industrial (Expediente 741/2007).

- El Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) condiciona el funcionamiento de la *Planta de Tratamiento de la Tercera Cuenca* a través del Certificado de Aptitud Ambiental otorgado a ABSA (2008), donde exige al Municipio y a ABSA la búsqueda y desarrollo de proyectos de reutilización del efluente tendiendo a vuelco “0” en el estuario, debido a la condición de alto riesgo generada por su localización.

- Convenio entre Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Bahía Blanca (UTN FRBB), MBB y Asociación de Industrias Químicas Bahía Blanca (AIQBB) (2010) para la “*Evaluación de reuso de los efluentes cloacales de la cuenca hídrica de Bahía Blanca, con destino agrícola y/o industrial*” sobre la *Planta de la Cuenca de Bahía Blanca*, que establece como objetivo la caracterización de los efluentes domiciliarios en calidad y cantidad y carga contaminante estacional diaria que se vuelcan al estuario; según las mediciones realizadas se obtuvo un caudal de 1750 m³/hora. Este informe se halla en etapa de publicación de sus resultados [9].

- *Acuerdo Marco entre la MBB, la Unión Industrial Bahía Blanca (UIBB), A.B.S.A., 5 de Septiembre S.A, ITC y la empresa estatal israelí Mekorot Development and Entreprise (MDE)* (2010) para el desarrollo de un proyecto de Recuperación de Aguas Residuales para su reutilización en las industrias del Polo Petroquímico de Bahía Blanca. ABSA le encargó a 5 de Septiembre y a MDE, un diseño preliminar para una planta depuradora de líquidos cloacales de la primera cuenca, que parte de considerar un aporte del sistema cloacal después del pre-tratamiento de un caudal que fluctúa entre 2500 – 2700 m³/hora, proyectando alcanzar 2400 m³/hora, bajo el supuesto de adicionar un aporte proveniente del arroyo Napostá que los autores estiman de 500 m³/hora [10].

4. IDENTIFICACIÓN DE CONDICIONES PARA EL DESARROLLO DEL PROYECTO

Entre las condiciones a profundizar para el desarrollo del proyecto se pueden citar:

- La disponibilidad de terrenos en el área de la PTBB: esta planta se ubica sobre una parcela cuya superficie total es de aprox. 600.000 m², ocupando solo una pequeña porción de ella.

- La localización estratégica Industria – PTBB: la distancia entre la entrada al predio de la PTBB y la del predio de Profertil es de 5.050 metros (trazado en línea recta).

- El abastecimiento de agua cruda y potable al área industrial utiliza un sistema por gravedad (inicia aprox. a 70 msnm descendiendo hasta los 5 msnm). La localización de la PTBB permitiría abastecer de aguas residuales tratadas utilizando el mismo sistema (la PTBB se ubica aprox. a 10 msnm).
- El tendido del ducto que lleva los efluentes de la Planta de Ing. White a la PTBB por bombeo, constituye una traza existente para tender un nuevo ducto en paralelo y en sentido contrario por gravedad, conectar la planta de tratamiento al área de abastecimiento en la zona industrial. Ver en Figura 2 ductos de abastecimiento de agua potable y sin tratamiento que llegan actualmente a la zona industrial.
- Según lo informado por el sector industrial, el consumo actual de las plantas es de 1800-1950 m³/hora entre agua potable y cruda.
- Los caudales de efluentes medidos a la salida de la PTBB (1750 m³/hora) por los estudios recientes realizados por la UTN, distan del caudal de diseño utilizado en el estudio preliminar por Mekorot (2500-2700 m³/hora). Suponiendo una eficiencia del sistema de tratamiento del 80 % para el reuso de aguas residuales se obtendrían 1400 m³/hora (frente a los 2400 m³/hora estimados en el estudio preliminar presentado por Mekorot). Esto implica un déficit de más de 500 m³/hora que genera la necesidad de evaluar la incorporación para el reuso de la capacidad de tratamiento de efluentes cloacales de la Planta de la Tercera Cuenca (500 m³/hora);
- La previsión de incorporar el caudal del Arroyo Napostá propuesto en el estudio preliminar de Mekorot (500 m³/hora) no se corresponde con la capacidad de conducción del Sistema Canal Maldonado y entubado del Napostá, que en su totalidad está preparado para captar 300 m³/hora.
- La multiplicidad de actores potencialmente involucrados podría representar uno de los riesgos más importantes que puede amenazar el proyecto dado que cruza variados intereses.

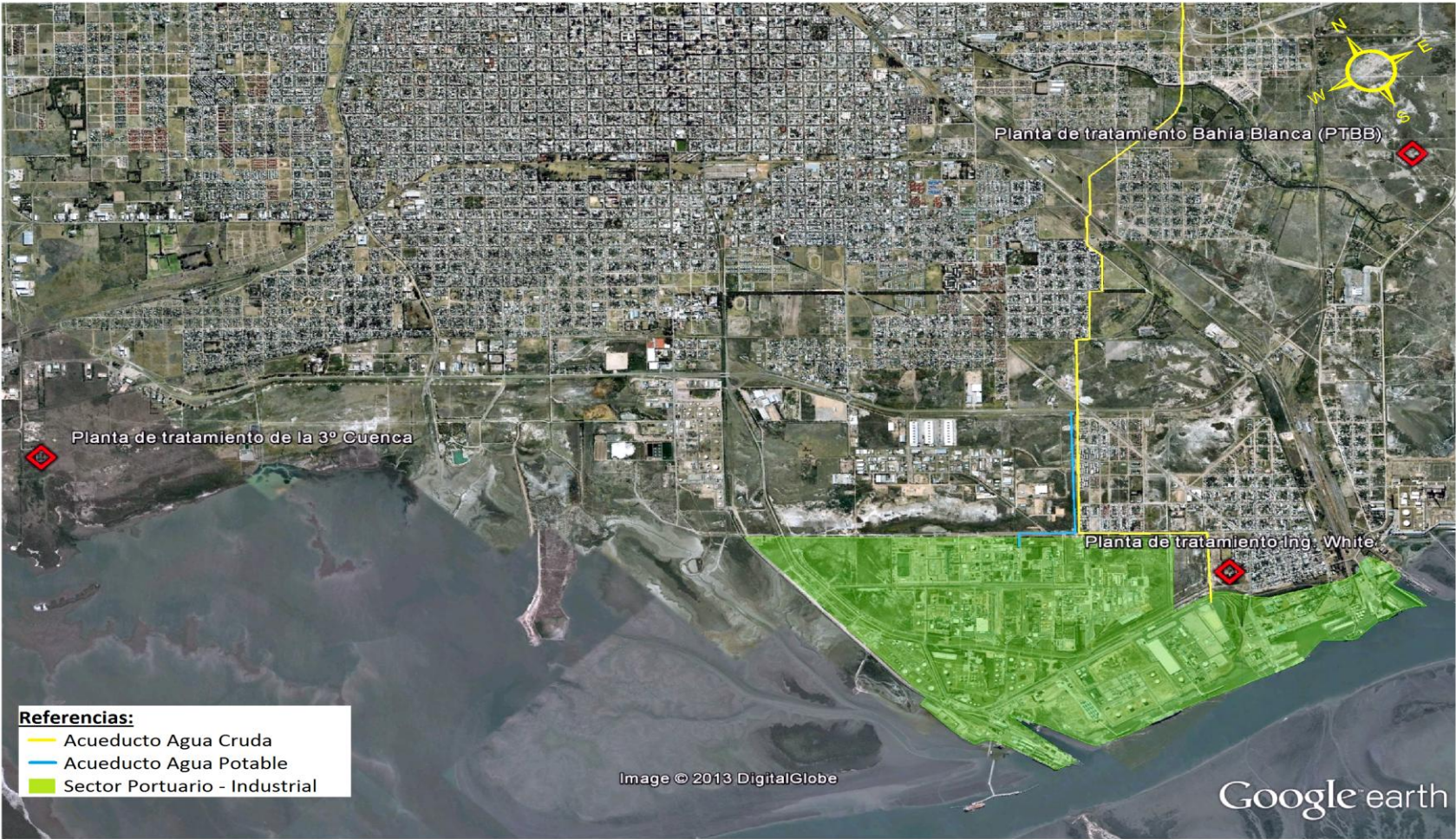


Figura N° 2: Localización Plantas de Tratamiento en Bahía Blanca, sector industrial y acueductos que abastecen al sector.

5. MARCO NORMATIVO E INSTITUCIONAL

En la actualidad el desarrollo de proyectos de reuso de aguas residuales en la Argentina se enfrenta con un marco institucional en materia de agua, fragmentado y una normativa específica inexistente. En cuanto al marco jurídico que regula el agua como otro recurso natural, se ordena como lo establece la Constitución Nacional que reconoce a las Provincias como titulares de los mismos y éstas delegan en la Nación normar sobre los presupuestos mínimos de los recursos naturales.

La Ley Nacional N° 25.688: “Régimen de Gestión Ambiental de Aguas” (2002), establece los presupuestos mínimos ambientales, para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional en el marco de la Constitución Nacional (Artículo 41), sin avanzar sobre el derecho a la titularidad del recurso por parte de las provincias, como lo establece la propia Constitución. En particular, las actividades de reuso de aguas residuales no tienen una normativa específica, sin embargo el documento "Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina" suscripto por representantes de las áreas hídricas de 23 provincias y por el Director Nacional de Políticas, Coordinación y Desarrollo Hídrico de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) en 2003, incluye en su capítulo “El Agua y el Ambiente”, el principio 11: “Conservación y Reuso del Agua”, que establece: “Las prácticas conservacionistas y el reuso del agua brindan oportunidades para el ahorro del recurso que derivan en importantes beneficios sociales, productivos y ambientales; beneficios que deben compartirse entre los múltiples usuarios del recurso. El reciclado del agua a partir de la modificación de procesos industriales, la disminución de los altos consumos de agua potable, el reuso de aguas residuales proveniente de centros urbanos e industriales en otras actividades, el aumento de eficiencia en el consumo de agua por el sector agrícola bajo riego; constituyen líneas de acción concurrentes en pos del uso racional y sustentable del recurso”.

Un último antecedente a considerar es el Proyecto de Ley Nacional sobre Presupuestos Mínimos para el Reuso de Aguas Residuales actualmente en estado parlamentario para su tratamiento (Expediente: 0922-D-2011; Trámite Parlamentario N° 11- Fecha: 17/03/2011, vuelto a presentar según Expediente: 4087-D2013).

Obras Sanitarias de la Nación (OSN) fue la institución central de la Argentina desde donde se diseñaron y ejecutaron las políticas centralizadas de abastecimiento de agua potable y saneamiento hasta su provincialización con la Ley Nacional N° 18.586 en 1980; las provincias son las que tienen la responsabilidad de gestionar dichos servicios incorporando diversos modelos de gestión; en particular en la Provincia de Buenos Aires ante el fracaso de la etapa privatizadora de los servicios de saneamiento de la década del noventa, se aprueban nuevos marcos jurídicos por Ley N° 12.989; después de la rescisión del servicio, las zonas en manos de la concesionaria quedan a cargo de una nueva empresa Aguas Bonaerense Sociedad Anónima (ABSA), empresa mixta con participación mayoritaria del Estado provincial (90 %) y el 10 % restante al Sindicato de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires.

En el 2003, el Decreto N° 878, establece el “Nuevo Marco Regulatorio para prestación de los servicios públicos de provisión de agua y desagües cloacales de la Provincia de Buenos Aires”, convalidado ese mismo año por Ley N°13.154, que adapta el marco regulatorio de la

etapa privatizadora establecido por la Ley N° 11.820 de 1996, que en su Art. 1° calificó como servicio público sanitario, regulado por dicho marco, a “la captación y potabilización, transporte, distribución y comercialización de agua potable, la colección, tratamiento, disposición y comercialización de desagües cloacales, incluyéndose también aquellos efluentes industriales que el régimen vigente permita que se viertan al sistema cloacal”, que establece la base jurídica para el desarrollo de las actividades de reuso de aguas y su comercialización. El régimen vigente establece la posibilidad que el servicio público pueda ser prestado como titular o mediante su concesión, delegando su prestación en actores particulares, como sociedades anónimas o cooperativas de usuarios u otros sujetos de derecho público. El control del sistema lo ejerce un ente autárquico denominado Organismo de Control de Aguas de Buenos Aires (OCABA), cuya función es la de verificar el estricto cumplimiento de las obligaciones legales y contractuales a cargo de los prestadores y la defensa de los derechos de los usuarios de acuerdo a lo establecido en el Marco Regulatorio.

Los proyectos de reuso de aguas residuales, según lo que el propio marco legal vigente establece, a través del Decreto N° 878/03 en su artículo 3, que el servicio público sanitario puede ser prestado por: 1) el Estado Provincial; 2) las Municipalidades titulares de los servicios por derecho propio o delegación convencional, mediante administración directa o por la constitución de un organismo descentralizado autárquico o participando en sociedades mixtas con capital estatal mayoritario o mediante un concesionario privado; 3) Personas Jurídicas conforme a los requerimientos previstos en el Marco Regulatorio y en los que en cada caso establezca el Poder Concedente en las bases de acceso a la prestación del servicio, garantizando la debida competencia, debiendo ser aprobado por ley u ordenanza específica según corresponda; 4) los Usuarios organizados jurídicamente como cooperativas de servicios públicos. Según lo anteriormente establecido, los proyectos podrán ser ampliaciones de las plantas de tratamiento existentes gestionadas y comercializada por los mismos operadores o concesiones a nuevos operadores públicos o privados.

En paralelo, otra ley con injerencia directa a nivel provincial en el desarrollo de actividades de reuso de aguas residuales, es el Código del Agua de la Provincia de Buenos Aires, Ley N° 12.257/98, que establece el régimen de protección, conservación y manejo del recurso hídrico y crea la Autoridad del Agua (ADA). El Código de Aguas establece en su artículo 104, el cumplimiento de estándares de calidad en los efluentes antes del vuelco al ambiente según lo establecen las Leyes provinciales 5965, Decreto Reglamentario N° 2009/60, modificado por su similar N° 3970/90 y la Resolución de AGOSBA N° 389/98, la Resolución N° 336/2003 relativa a las Normas para el vertido de efluentes líquidos, la Ley de Residuos Especiales N° 11.720 y la Ley sobre Residuos Patológicos N° 11.347. Las experiencias internacionales señalan la necesidad del desarrollo de una gestión integrada y planificada de los efluentes, ya que la potencialidad de su reuso y eficiencia de los tratamientos depende de la calidad de los efluentes que se vuelcan al sistema cloacal. El cumplimiento de esta normativa mejoraría las condiciones de la calidad del efluente al ingreso de las plantas de tratamientos en caso de ser recuperados para su reuso antes de su vuelco a los cuerpos receptores finales.

La complejidad de los tratamientos complementarios para el reuso de aguas residuales, estaría determinada por el destino final por lo que las tendencias mundiales fijan estándares de cumplimiento diferentes. Cuando el reuso del agua está destinado a actividades industriales

los parámetros de calidad estarán definidos por la función que los líquidos tengan que cumplir dentro de los procesos.

La experiencia internacional y nacional en esta materia, permite definir los criterios de calidad en función de los usos, así como las responsabilidades del sector público y privado sobre esta nueva alternativa; la tendencia es avanzar hacia la fijación de estándares de calidad en función del uso final, como lo muestran las guías generadas por la Organización Mundial de la Salud o las Guidelines for Water Reuse [11].

Uno de los aspectos más cuestionados en las actividades de reuso de aguas residuales es la presencia de patógenos que ponen en riesgo la salud de la población. Esta característica requiere establecer criterios sanitarios y ambientales definidos por medio de estándares que fijen los parámetros físicos, químicos y biológicos para diferentes usos finales. Sobre esta última cuestión se ha avanzado sustancialmente en las últimas décadas, tanto en incorporación de nuevas tecnologías para el tratamiento de los efluentes, como en la implementación de marcos normativos que definan usos y condiciones para permitir dichas actividades [12].

La experiencia en reutilización de aguas residuales, las tecnologías disponibles y el conocimiento desarrollado respecto de los riesgos inherentes a esta actividad, han llevado a los países que tienen normas sobre el uso de aguas regeneradas o aguas residuales tratadas y a la Organización Mundial de la Salud (OMS) a definir criterios sanitarios y ambientales, cada vez más flexibles, que permiten evaluaciones especiales, según el uso posterior de cada proyecto. Existen numerosos antecedentes de reglamentación de los estándares de aguas residuales para su reutilización según el destino final en diferentes partes del mundo [13], [14], [15], [16] y [17].

Actores sociales

Los actores sociales vinculados al proyecto de reuso de aguas residuales de la Planta Bahía Blanca, destinadas al abastecimiento de las industrias del área portuaria industrial, representan diferentes instituciones nacionales, provinciales y locales, públicas o privadas y se identifican considerando los intereses directos o indirectos sobre el proyecto. Sobre el avance o retroceso en el mismo cada actor representa diferentes intereses que lo impulsan a asociarse en pos de la realización o en detrimento de su logro.

En el ámbito nacional:

Gobierno Nacional

- *Ministerio de Infraestructura y Servicios del Gobierno Nacional:* los medios de financiamiento del proyecto son: endeudamiento internacional o licitación pública. La primera opción requiere un involucramiento del gobierno nacional con la autorización de dicho endeudamiento. Otra alternativa para el desarrollo del proyecto podría ser a través de una convocatoria a licitación privada para su construcción y con derecho de operación de la misma.

En el ámbito provincial y local:

- *Gobierno Provincial.* La vía de ejecución en el ámbito provincial para los proyectos de infraestructura sanitaria son: con fondos propios del presupuesto provincial, o concesión de la gestión del Proyecto a través de licitación pública o adjudicación directa. En relación al

proyecto en estudio, el gobernador de la Provincia de Buenos Aires firmó un Acuerdo Marco el 29/11/2010 con el Estado de Israel para la elaboración del diseño preliminar del proyecto, en el que participan la Municipalidad de Bahía Blanca, la Unión Industrial de Bahía Blanca; ABSA; 5 de Septiembre; ITC y Mekorot.

- *Ministerio de Infraestructura, Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires*: Es el organismo en directa responsabilidad de planificar, proyectar y organizar la construcción y mantenimiento de las obras de agua potable y desagües cloacales que ejecute el Estado Provincial; el Ministerio en cuestión, tiene injerencia directa en las decisiones de proyectos vinculados al saneamiento en toda la provincia, en particular en el área de concesión de la empresa ABSA, ya que el Gobierno de la Provincia de Buenos Aires tiene el 90% de las acciones de dicha empresa. El área del proyecto de reuso de aguas residuales podría considerarse como una extensión de la operación de la empresa ABSA en la actual planta de tratamiento de efluentes cloacales PTBB.

- *Autoridad del Agua (ADA)*: Tiene la responsabilidad de controlar los objetivos de preservación del recurso fijados por el Código de Aguas Ley N° 12.257/98. En el caso del proyecto, deberá controlar en la etapa operativa la calidad de los efluentes del proceso y su vuelco final.

- *Organismo de Control del Agua de Buenos Aires (OCABA)*: organismo dependiente del Ministerio de Infraestructura de la Provincia de Buenos Aires, tiene como objetivo controlar el cumplimiento del Marco Regulatorio en materia del servicio público de agua y desagües cloacales; en este caso, tendría que incorporar el control de calidad de las aguas residuales tratadas con destino a las industrias.

- *Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS)*: ejerce la autoridad de aplicación de la Ley N° 11.723, en materia de control ambiental en el ámbito de la Provincia de Buenos Aires. Deberá ser el organismo que evalúe ambientalmente el Proyecto de la Planta de Tratamiento para el reuso de aguas residuales, apruebe el Estudio de Impacto Ambiental y otorgue el Certificado de Aptitud Ambiental para permitir el funcionamiento de la planta.

- *Secretaría de Obras y Servicios Públicos de la Municipalidad de Bahía Blanca*: la gestión de la Secretaría del gobierno local está centrada en la coordinación de actores de diferentes jurisdicciones, es receptor de las demandas sobre la mejora de las infraestructuras sanitarias en general y además asume políticamente la responsabilidad de gestionar ante las otras jurisdicciones. Las obras de colección de pluviales corresponden a nivel local a la Dirección de Vialidad dentro de la Secretaría.

- *Agencia Ambiental de la Municipalidad de Bahía Blanca*: tiene delegada por Ley N° 12.530 el control ambiental en el área portuaria industrial y es responsable de las acciones del Comité Técnico Ejecutivo y el Programa de Monitoreo Ambiental. Desde la Agencia se diseñan las políticas de control ambiental de las actividades urbanas, que para el caso de los efluentes líquidos que se vuelcan al sistema cloacal, debe coordinar acciones con el ADA.

- *Comité Técnico Ejecutivo (CTE)*: creado por Ley Provincial N° 12.530 “Programa Especial para la Preservación y Optimización de la Calidad Ambiental”, su ámbito de aplicación es el Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca. Entre los objetivos enunciados por dicha ley provincial se establece, en su artículo 9°, la obligación de presentar un Plan de Monitoreo del Área en relación a las emisiones y fugas gaseosas generadas por las industrias

y el control y monitoreo periódico de los efluentes líquidos que son volcados al estuario bahiense. El Programa Integral de Monitoreo (P.I.M.) que está en ejecución desde 2002 se organizada en subprogramas entre los que se encuentra el Programa de Control de Calidad del Estuario. Anualmente son auditados por una Comisión Ad-Hoc, integrada por profesionales técnicos que representan a la Universidad Nacional del Sur (UNS), Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Poder Ejecutivo del Municipio y la Unión Industrial de Bahía Blanca (UIBB). Para la ejecución de estos monitoreos y controles la propia Ley N° 12.530 prevé la implementación de una tasa municipal, cuyo pago está a cargo de las industrias alcanzadas por el ámbito de jurisdicción de dicha disposición. En particular el área del proyecto de reuso de aguas residuales podría ser alcanzada por los alcances de la Ley N° 12530 y las industrias que consumirían el agua residual están dentro del área de control del PIM. La ejecución del proyecto debiera tener un impacto directo en la calidad del estuario ya que se anularía uno de los vuelcos con carga contaminante más importantes.

- *Honorable Consejo Deliberante (H.C.D.) de Bahía Blanca – Comisión Asesora de Medio Ambiente* (Ordenanza N° 6209): integrada por instituciones públicas y privadas, asesora en los proyectos referidos al control y reducción de la contaminación y la preservación del ambiente, analiza y emite juicio sobre emprendimientos urbanos y localización de industrias, con libre acceso a los vecinos. Tratándose de una Comisión Asesora, sus conclusiones y recomendaciones no tienen carácter vinculante, pero son necesarias para el tratamiento de cualquier temática ambiental por parte del H.C.D. como sería el caso de evaluar un Proyecto de reuso de aguas residuales.

- *Aguas Bonaerenses S.A. (ABSA)*: asume la concesión en marzo de 2002, teniendo a su cargo las tareas de captación, potabilización, transporte y distribución de agua potable, y también la colección, tratamiento y disposición final de las aguas residuales en la ciudad de Bahía Blanca. Entre las posibilidades que le otorga el Decreto N° 878/03, Marco Regulatorio para su operación, se establece la de comercializar los efluentes, por lo que ABSA estaría en condiciones de operar la planta; sin embargo, se considera que el gobierno de la provincia puede separar la operación de la nueva planta buscando otra alternativa en una nueva concesión.

- *Mekorot*: empresa del Estado Israelí que participó en la elaboración del anteproyecto del diseño preliminar de la planta de reuso de aguas residuales presentado en 2011. Por ser Mekorot una empresa del estado, su interés en el desarrollo de proyectos de infraestructura sanitaria en el país dependerá no sólo de la sustentabilidad financiera de los mismos, sino que ambos países tengan políticas exteriores compatibles en materia de Medio Oriente.

- *5 de Septiembre, Fundación del Sindicato de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires*. Esta empresa tiene injerencia muy fuerte en la decisión sobre el proyecto dada la relación de la misma con el Sindicato y el propio Gobierno Provincial. Los proyectos ejecutados en el área de concesión de ABSA son elaborados por esta empresa, los antecedentes de la operación de ABSA muestran que todos los proyectos encuentran su vinculación con la participación de esta empresa, para el caso el estudio preliminar realizado por Mekorot sin embargo partió de un convenio donde participa la empresa relacionada con el Sindicato de Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires.

- *Industrias*: Las industrias localizadas en el área portuaria industrial constituyen los usuarios cautivos del proyecto y su representación en torno a este proyecto ha sido a través de la AIQBB³ y de la UIBB. Actualmente cada empresa como gran consumidor tiene un contrato individual con ABSA para adquirir el agua que necesitan para su actividad. El área de incumbencia del proyecto abarcará las empresas del área portuaria industrial: Termoeléctrica Luis Piedrabuena; Profertil; Mega; Dow; Solvay Indupa. Se deberá indagar el consumo de agua potable destinada a procesos industriales o de servicios dentro del Parque Industrial y su potencialidad de inclusión en el área servida de aguas residuales tratadas. (Figura 2).

- *Consortio de Gestión del Puerto de Bahía Blanca*: entrega aprox. 1000 m³/mes agua potable a los barcos de distintos tamaños que utilizan los muelles que están entre Profertil y Cargill. Otras 7 terminales portuarias concesionadas entregan en sus muelles pequeñas cantidades que no llegan a 100 m³/mes. En la Posta para Inflamables de Puerto Galván, tiene a su cargo la provisión de agua potable. Tegral S.A, entregando alrededor de 300 m³/mes. Entre todos, entregan alrededor de 1500 m³/mes. El consumo de agua portuario destinado a usos que no requieran agua potable podrá ser sustituido con aguas residuales tratadas, ya que el área coincide con el área de incumbencia del proyecto.

- *Universidades*: la UTN y la UNS han participado en diversas investigaciones e informes con opiniones de los técnicos de ambas casas de estudio sobre diferentes aspectos que hacen a la problemática del agua en la región de Bahía Blanca, realizando propuestas concretas de alternativas a corto y largo plazo [18].

Por otra parte, la UTN participa del proyecto “*Evaluación de reuso de los efluentes cloacales de la cuenca hídrica de Bahía Blanca, con destino agrícola y/o industrial*” sobre la *Planta de la Cuenca de Bahía Blanca*, como ya se ha mencionado.

- *IADO CONICET*: estudia y monitorea la calidad ambiental del estuario aportando información sobre su evolución. Su vinculación con el proyecto es a través del conocimiento que servirá de insumo para monitorear el impacto positivo del mismo, en términos de mejorar la calidad del estuario al evitar el vuelco de la PTBB.

- *Organizaciones No Gubernamentales (ONG)*: existen diversas organizaciones civiles en materia ambiental que han realizado un ejercicio de defensa del medio ambiente en diferentes ámbitos institucionales públicos: Comisión Asesora de Medio Ambiente; Comité de Control y Monitoreo (CCM) de la Ley N° 12.530; audiencias públicas, etc.

- *Ciudadanos*: participan como parte central de los reclamos de mejora en los servicios, a través del uso que hacen del recurso. La educación de la población respecto a la problemática del suministro y a la generación de aguas residuales permite generar conciencia respecto de las limitaciones del recurso y su uso eficiente, tornándose indispensable para la sustentabilidad del mismo en nuestra ciudad. El desarrollo de actividades de reuso de aguas residuales requiere avanzar en aumentar la conciencia sobre su escasez y la necesidad de incorporar nueva forma de uso, con responsabilidad y cumplimiento de condiciones de calidad y operación necesarias para no poner en riesgo el medio ambiente y la salubridad.

³ La Asociación Industrial Química Bahía Blanca (AIQBB) está integrada por Compañía MEGA, DOW Argentina, Profertil y Solvay Indupa.

6. CONCLUSIONES

- El relevamiento realizado de la normativa aplicable a proyectos de reutilización de aguas residuales y de las instituciones que intervienen en la gestión del servicio de agua y saneamiento, reflejan la existencia de una diversidad de organismos públicos y privados, en muchos casos en manos de diferentes operadores que necesitan de coordinación.
- Si el proyecto cumpliera con los requerimientos técnicos, comerciales, económicos y financieros, la multiplicidad de actores potencialmente involucrados y la densidad de regulaciones anticipan un alto grado de complejidad para su implementación y puesta en marcha.
- Cualquier política que impulse el desarrollo de este tipo de actividad deberá fortalecer el sistema de gestión y el control de la calidad de los vuelcos a la red cloacal, para que las condiciones de tratamiento sean viables. Deberán desarrollarse controles rigurosos sobre los residuos del proceso de tratamiento de las aguas residuales. Además, se deberán implementar mecanismos de control más eficientes sobre el vertido de efluentes al estuario bahiense en un proceso tendiente al vuelco cero.
- Por otra parte, el manejo sustentable del nuevo recurso requiere para ser destinado a abastecer los procesos industriales, asegurar condiciones de calidad estables, lo que obliga a fortalecer el marco institucional de control de operación a dicha planta, a fin de evitar conflictos por una gestión inadecuada. La alternativa de reuso de aguas residuales puede descomprimir un creciente clima de tensión, ante la escasez del recurso.
- Las condiciones identificadas para llevar adelante un proyecto de reutilización de aguas residuales urbanas destinadas a las industrias a gran escala de la zona industrial portuaria de Bahía Blanca, a partir de la utilización de los efluentes de la Planta de Tratamiento de Bahía Blanca, requieren partir de un estudio exhaustivo de cada una de las dos plantas de tratamiento de efluentes que vuelcan al estuario, a los fines de garantizar su factibilidad técnica, la complementación de caudales necesarios que hasta el momento la PTBB no cubriría. Estos estudios deben complementarse con otros análisis económicos y financieros que permitan asegurar la viabilidad de su implementación, identificando su relación costo - beneficio.

7. REFERENCIAS

- [1] Escalante, V., Cardoso, L., Ramírez, E., Moeller, G., Mantilla, G., Montecillos, J., Servín, C. y Villavicencio, F., “El Reuso del Agua Residual Tratada en México”, Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el tratamiento de aguas residuales, (2003).
- [2] Naciones Unidas, “*Agua para todos, agua para la vida*”, Primer informe sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo, (2003).
- [3] Environmental Protection Agency, Agency for International Development, “*Guidelines for water reuse*”, página 165, (2004).

- [4] 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”, Actualización, (1997).
- [5] 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). Ver en: http://www.frbb.utn.edu.ar/frbb/images/documento_crisis_hidrica.pdf
- [6] Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano, “Estado de la contaminación en aguas y sedimentos de Bahía Blanca”, Contrib.Científ. IADO N°56 : 69 pp. (1980)
- [7] Instituto Argentino de Oceanografía, “Estudio del Impacto de la descarga cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca”, Programa Integral de Monitoreo. CTE, MBB, (2004). Ver en: http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/doc/informe-2003_4.pdf
- [8] Municipalidad de Bahía Blanca, “Plan Estratégico de Bahía Blanca”, (2000).
- [9] 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).
- [10] Mekorot Development and Enterprise, “Proyecto para el reuso de aguas cloacales tratadas para fines industriales. Bahía Blanca, Estudio preliminar”, Seminario organizado por: 5 de Septiembre, Aguas Bonaerenses SA, Mekorot, (2010).
- [11] Metcalf & Eddy, “*Water Reuse. Issues, Technologies and Applications*”, AECOM, Mc. Graw Hill, ISBN-13: 978-0-07-145927-3, (2007).
- [12] Sartor, A., Cifuentes O., “Propuesta de un Marco Normativo para una Ley Nacional de Reuso de Aguas Residuales”, 18° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, (2011).
- [13] B.O.E. 294/2007: Real Decreto 1620/2007, Establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, Pp. 50639-50661, (2007)
- [14] Organización Mundial de la Salud, “Guías de Salud para el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura”, OMS Serie Reportes Técnicos, No. 778, (1989) y “Guías OMS para el uso seguro de aguas residuales, excretas y aguas grises”, Volúmenes 1-4, 3ra. Edición, (2006).
- [15] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, “Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final”, México (2003).
- [16] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, “Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público”, México, (1998).
- [17] U.S. EPA *Guidelines for Water Reuse*, EPA/625/R-04/108, Environmental Protection Agency and U.S. Agency for International Development, Washington, DC. (2004),
- [18] UTN FRBB, UNS, “Opinión de la Universidades Públicas de Bahía Blanca ante la Actual Situación de Crisis Hídrica que Afecta a la Región”, (2009). Ver en: http://www.frbb.edu.ar/frbb/images/informe_crisis_hidrica.pdf

LÍNEA DE BASE Y MODELACION DEL ESTADO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN EL ARROYO EL PELADO. DEPARTAMENTO DE COLÓN. PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.

Cardini, Julio C.; Zabalett, Alejandro; Cardini, Cecilia M.; Mársico, Daniel; Oliver, Néstor y Duran, Jorge.

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803
e-mail: cardinij@fibertel.com.ar, zabaleta@frcu.utn.edu.ar

Resumen. *El objetivo del estudio fue evaluar la influencia de la descarga de una planta de procesamiento de aves en la calidad del agua del arroyo El Pelado, y desarrollar una metodología de evaluación del nivel de tratamiento de descargas aplicable a otros arroyos de Entre Ríos. La descarga de los efluentes provenientes del sistema de tratamiento de la Planta se realiza unos 15 km antes de la desembocadura en el Arroyo Urquiza. Los datos considerados en la calibración del modelo provienen de dos muestreos. La concentración de DBO presenta una marcada disminución entre el punto de descarga y unos 2200 metros aguas abajo, la cual no puede ser explicada únicamente modelando aportes puntuales y fenómenos de descomposición y reaireación. Se detectó que existe un caudal ingresante por vertientes, lo cual explica la disminución de la DBO mediante dilución. Se modeló un aporte difuso con una concentración de OD y una DBO estimada con datos de vertientes y un caudal estimado ajustando la dilución observada en parámetros conservativos medidos. Considerando caudales mínimos se verificó que la descarga de la planta, afecta significativamente la calidad de agua hasta unos 8 km aguas abajo, con concentraciones de OD inferiores a 5 mg/L.*

Palabras clave: Modelación Matemática, Calidad de Aguas, Arroyo El Pelado.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio tiene por objeto evaluar la influencia de la descarga de la planta de procesamiento de aves (matadero avícola) Bonnin Hnos., en la calidad del agua del Arroyo El Pelado ubicado en el Departamento de Colón, provincia de Entre Ríos.

El Arroyo El Pelado desagua en el Arroyo Urquiza, el cual a su vez desemboca en el río Uruguay a la altura de la Isla Almirón entre las ciudades de Colón y Concepción del Uruguay. Se realizaron dos campañas de muestreo con el objeto de obtener datos de calidad de agua en la descarga de la planta y el arroyo en distintos puntos de su curso.

Para simular la evolución de la calidad de agua en el arroyo, se aplicó el modelo matemático QUAL-2K [1] a partir del cual se evidenció la presencia de aportes de agua de

vertiente que podrían producir por dilución el rápido descenso de las concentraciones de DBO que se registró.

Resultó claro que los fenómenos de dilución por vertientes, difíciles de cuantificar, tienen un rol relevante en la evolución de la calidad de agua en los arroyos. No obstante, se realizó un análisis de la eficiencia del tratamiento efectuado en la planta industrial, dado que su mejoramiento permitiría reducir la zona de mezcla donde las condiciones de calidad de agua no son compatibles con la vida acuática.

2. CONDICIONES DE LA DESCARGA EN EL ARROYO EL PELADO

El arroyo El Pelado forma parte de la red hidrográfica del Río Uruguay, es el principal afluente del Arroyo Urquiza. Este último nace de la confluencia de los Arroyos Las Achiras y El Cordobés y su curso forma parte del límite entre los departamentos de Colón y Uruguay en toda su extensión (Figura 1).

El matadero avícola, habilitado por la Subsecretaría de Producción Animal de la provincia de Entre Ríos, se encuentra ubicado en el km 151 de la Ruta Nacional N° 14 en el Departamento de Colón. La descarga de sus efluentes líquidos provenientes de los sistemas de tratamiento, se realiza al Arroyo El Pelado aproximadamente 15 km antes de su desembocadura en el Arroyo Urquiza.

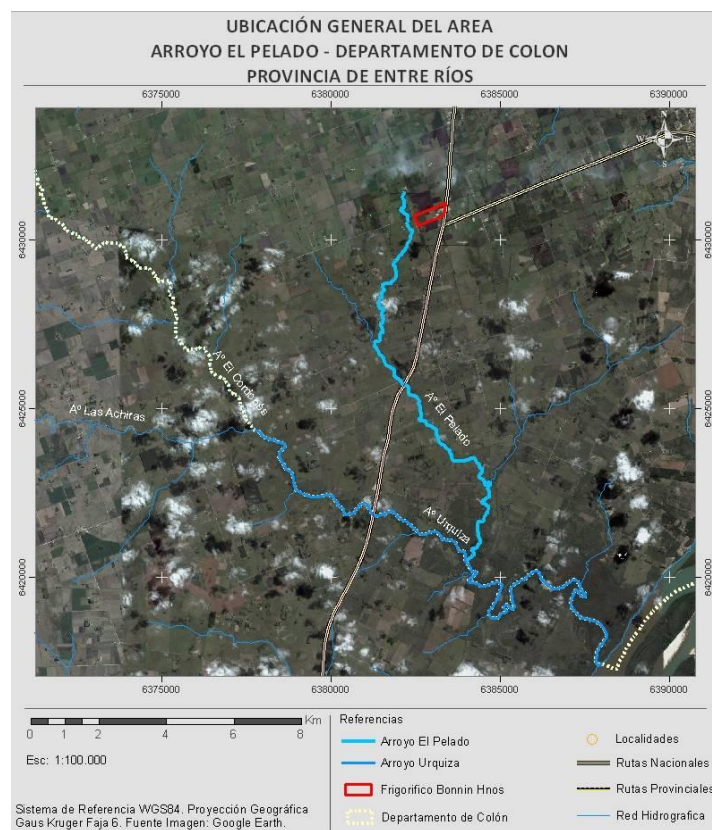


Figura 1: Ubicación arroyos El Cordobés, Las Achiras, Urquiza y El Pelado.

3. METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DE CAUDALES MÍNIMOS EN EL ARROYO EL PELADO

En ocasión de haber realizado los muestreos de agua para los análisis de calidad correspondientes, se determinaron los caudales a lo largo del arroyo en los sitios muestreados. En ambos casos se trató de condiciones de estiaje, es decir, en fechas alejadas de precipitaciones pluviales recientes; no obstante, resulta necesario evaluar estas condiciones de manera estadística para tener una idea de su representatividad.

La estimación de los caudales mínimos de un curso de agua se puede realizar de diversas maneras, dependiendo fundamentalmente del tipo de información disponible y de las necesidades que se tengan.

Cuando no se tienen cuencas instrumentadas con datos de caudal y nivel registrados en un período prolongado de tiempo, como es la situación del arroyo El Pelado, se debe recurrir a métodos que permitan conocer, de manera aproximada, el valor del caudal mínimo en un punto determinado.

En el caso concreto del estudio de referencia, a partir de la información disponible, en la estimación de los caudales mínimos se utiliza un procedimiento de regionalización que involucra parámetros geomorfológicos de la cuenca, representados por el área, y parámetros climáticos representados por la precipitación y la evaporación media sobre la misma. Se decide adoptar un modelo en el cual la media μ y la desviación estándar σ del caudal mínimo Q_{\min} dependen del área de la cuenca como factor de escala a través de tres parámetros, k_1 , k_2 y θ , de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$\mu_{Q_{\min}} = k_1 \cdot A^\theta \quad (1)$$

$$\sigma_{Q_{\min}} = k_2 \cdot A^\theta \quad (2)$$

4. BREVE DESCRIPCIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO DE CALIDAD DE AGUAS

El modelo QUAL2K permite simular cualquier ramificación de un sistema fluvial unidimensional. Su utilización necesita, previamente, una formulación idealizada del sistema hidrográfico a estudiar, dividiéndolo en tramos, los cuales son sectores del río que tienen características hidráulicas uniformes, que a su vez se dividen en elementos de cálculo de igual longitud.

Para cada uno de los elementos de cálculo, el balance de masa, se escribe en términos de flujo entrante en la cara de aguas arriba, descargas externas (fuentes) o extracciones (sumideros) y el flujo saliente a través de la cara de aguas abajo del elemento.

De igual manera se efectúa un balance de masa para todo constituyente que transporte el río. En el balance de masa se considera, tanto el transporte y la dispersión longitudinal, como el movimiento de masa a lo largo de la corriente. La masa puede ser aumentada o removida del sistema, por fuentes o sumideros externos e internos tal como fuentes

bénticas y transformación biológica.

Cada elemento de cálculo se considera totalmente mezclado. De esta manera la corriente de agua puede conceptualizarse como una hilera de reactores completamente mezclados (elementos de cálculo), que están vinculados secuencialmente a los mecanismos de transporte y dispersión.

Se basa en la ecuación de transporte de masa de advección - dispersión unidimensional, que es numéricamente integrada, en el espacio y tiempo, para cada constituyente de calidad de agua. Esta ecuación incluye los efectos de advección, dispersión, dilución, reacción e interacción de constituyentes, y, fuentes y sumideros y se resuelve a través de un programa codificado en Fortran. Para esas simulaciones se utiliza la planilla de cálculo Microsoft Excel (Microsoft Windows) como la interfase gráfica del software.

5. MUESTREO EN EL ARROYO EL PELADO

5.1 Muestreo de Octubre de 2009

Se llevaron a cabo dos muestreos en el arroyo El Pelado, el primero de ellos realizado durante el mes de octubre de 2009 consistió en la toma de 16 muestras en las cuales se determinaron los siguientes parámetros:

Parámetros determinados en Laboratorio	Parámetros determinados in situ
Oxígeno disuelto	Velocidad del Agua
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	Temperatura del Aire
Amonio	Presión
Nitritos	Temperatura del Agua
Nitratos	Oxígeno Disuelto
Alcalinidad	Turbiedad
Cloruros	Conductividad
Fecales	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	

Tabla 1: Parámetros determinados en muestreo octubre-2009.

El laboratorio interviniente, dependiente del gobierno provincial, aplicó técnicas estándar de uso habitual en la provincia de Entre Ríos para evaluar el cumplimiento del Decreto Reglamentario de la Ley 6260, Norma Complementaria sobre Efluente Líquidos. Para las mediciones in situ, se empleó un Datalogger Pasco (Xplorer GLX), con sus diferentes sensores, y en el laboratorio se determinó nuevamente OD con Hach SENSION 6, y el Ph con Hach EC10.

Asimismo, a partir de los datos de velocidad de agua y la sección del sitio de muestreo se calcularon los caudales en distintos puntos a lo largo del arroyo.

Se puede apreciar que las condiciones de calidad de agua en el Arroyo Urquiza, desde el punto de vista del oxígeno disuelto (OD) y la demanda Bioquímica de oxígeno (DBO), son aceptables, por lo que en la fecha del monitoreo, no se muestran afectadas significativamente por la descarga industrial estudiada.

Parámetro	Unidades	Muestras A° Urquiza		
		Muestra 8 *	Muestra 13	Muestra 14
		Punto 1	Punto 2	Punto 3
Distancia	(m)	3600	800	0
Progresiva	(km)	4,7	0,8	0
Prog. Modelo	(km)	4,7	0,8	0
OD	(mg/l)	8,3	8	8,2
DBO ₅	(mg/l)	3,5	2,6	1,6
DBOu	(mg/l)	5,6	4,2	2,6

(*) Aguas arriba del A. Pelado

Tabla 2: Resumen de los resultados obtenidos en las mediciones realizadas en el Arroyo Urquiza. Muestreo 28-10-2009.

En la Figura 2 se ha graficado la ubicación de los cinco puntos muestreados a lo largo del Arroyo El Pelado en Octubre de 2009.

A los fines de la aplicación del modelo QUAL2K se consideraron los resultados de OD y DBO en 5 puntos de muestreo seleccionados, los cuales se detallan a continuación.

Parámetro	Unidades	Muestras A° El Pelado				
		Muestra 3	Muestra 4	Muestra 6	Muestra 7	Muestra 5
		Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4	Punto 5
Distancia parcial	(m)	0	2200	6700	6850	11550
Progresivas del río	(km)	0	2,20	6,70	6,85	11,55
Prog. Modelo	(km)	14,75	12,55	8,05	7,90	3,20
O.D.	(mg/l)	8,0	7,5	7,7	7,8	7,9
DBO ₅	(mg/l)	120,0	45,0	5,7	3,8	2,1
DBOu	(mg/l)	191	71,4	9,0	6,0	3,3

Tabla 3: Resumen de los resultados obtenidos en las mediciones realizadas en el Arroyo El Pelado. Muestreo 28-10-2009.

Como se puede observar, se estima la DBO última dividiendo la DBO₅ por 0,63 (valor estimado correspondiente a un río contaminado), dato que luego es comparado con la salida del modelo para este parámetro. A continuación se realiza una breve descripción de la ubicación de la toma de muestra de cada uno de los puntos sobre el arroyo El Pelado:

- Punto 1: Salida de la pileta 1.
- Punto 2: Sobre arroyo Pelado, 2,2 km aguas debajo del punto anterior.
- Punto 3: Arroyo Pelado y nueva Ruta N° 14 antes del puente.
- Punto 4: Arroyo Pelado y nueva Ruta N° 14 después del puente.
- Punto 5: Sobre Arroyo Pelado 11,5 km aguas abajo del punto 1.

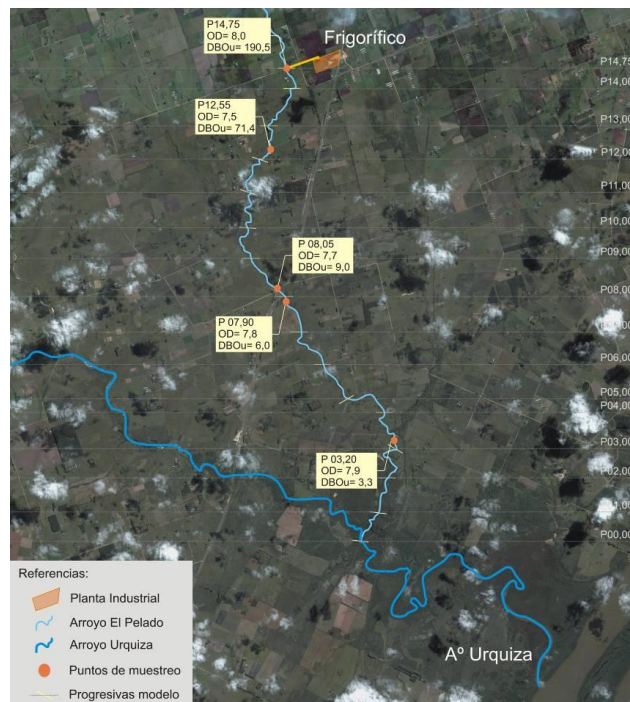


Figura 2: Ubicación de los sitios de toma de muestra en el arroyo El Pelado. Muestreo octubre de 2009.

6. EL EFLUENTE Y SU TRATAMIENTO

El matadero avícola Bonnin faena aproximadamente 70.000 aves por día y cuenta con un sistema de tratamiento de efluentes líquidos constituido por dos lagunas dispuestas en serie, que como se indica vierten sus aguas residuales tratadas al Arroyo El Pelado.

A fin de conocer el aporte de contaminantes por parte de este establecimiento, se analizan las muestras de su descarga al arroyo obtenidas en dos oportunidades: el 28/10/09 y el 16/03/10, cuyos resultados se muestran en la tabla siguiente.

Sitio de extracción de la muestra	Fecha de extracción	DQO (mg/L)	D.B.O (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Coliformes Fecales UFC/100ml
Descarga de efluente al Arroyo Pelado	16/03/10	---	110	100	<0,01	<1	1800
Descarga de efluente al Arroyo Pelado	28/10/09	272	120	70	0,1	<1	700
Valor límite (Ley N° 6260)		NE	<50	NE	NE	NE	NE

Tabla 4: Características del efluente descargado al Arroyo Pelado. Nota: NE, valor límite no establecido

A través de la Ley 6260 y su Decreto Reglamentario, la Provincia de Entre Ríos establece los límites máximos admisibles para los parámetros que permiten evaluar las descargas

contaminantes de establecimientos industriales.

Entre los parámetros regulados y característicos de los efluentes de un matadero avícola se encuentran: pH, sustancias solubles en éter etílico, sólidos sedimentables, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno consumido (OC), demanda de cloro (DC) y sustancias reactivas al azul de metileno (SRAM).

Del listado de parámetros regulados, se analiza la DBO y los resultados presentados en la Tabla 4 muestran que la descarga excede el límite admisible en las dos oportunidades en que se extrajeron muestras. Asimismo se analiza la demanda química de oxígeno (DQO) en una oportunidad, la serie nitrogenada (amonio, nitritos y nitratos), y el contenido bacteriológico por medio de bacterias coliformes fecales.

El contenido de materia orgánica del efluente industrial tratado y descargado al arroyo, medido a través de DBO y DQO, tiene características similares al de un agua residual doméstica sin tratamiento, con una concentración entre baja e intermedia [3].

Sin embargo, el contenido de nitrógeno en la forma de ión amonio es aproximadamente cuatro veces superior a la de un agua residual doméstica, sin tratamiento, de concentración intermedia.

Este hecho indica que la descarga presenta una DBO nitrogenada importante, que normalmente no se observa con la técnica de incubación a cinco días, pero que se manifiesta una vez que el efluente se vierte al cuerpo receptor. Tal comportamiento es frecuente en los efluentes de mataderos, tanto avícolas como vacunos.

El contenido de bacterias coliformes fecales es de un orden de magnitud menor que el correspondiente a un agua residual doméstica sin tratamiento, posiblemente debido a la acción de lagunas estabilizadoras y a la posterior cloración del efluente antes de su vertido al arroyo.

6.1 Tratamiento del efluente

En la Figura 3 se muestra un esquema de las lagunas de tratamiento del establecimiento avícola, que vuelca su efluente al Arroyo Pelado.

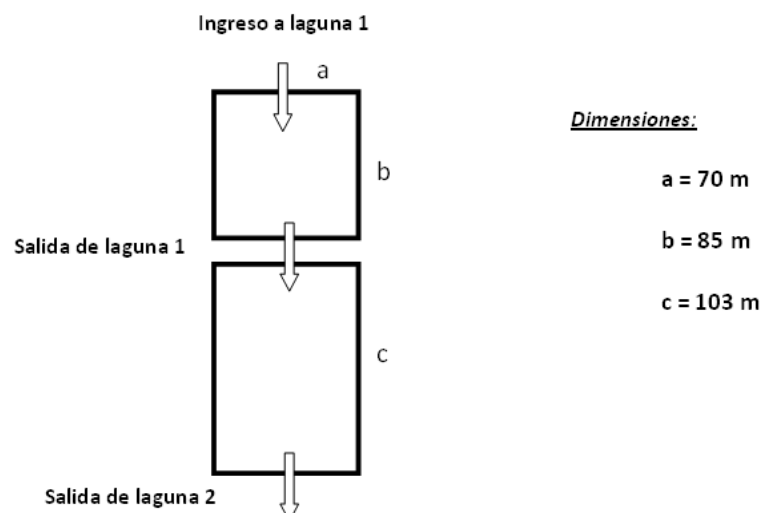


Figura 3: Esquema del sistema de tratamiento de la Avícola Bonnin

Con el objeto de evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento de efluentes el 28/10/09 se extrajeron muestras del líquido residual “crudo” que ingresaba a la primera laguna, y también de su efluente (salida laguna 1).

La salida de la laguna 2 se consideró representada por la muestra de la descarga del establecimiento, ya incluida en la Tabla 4. En la Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos.

Sitio de extracción de la muestra	DQO (mg/L)	D.B.O (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitritos (mg/L)	Nitratos (mg/L)	Coliformes fecales
Ingreso a laguna 1, líquido crudo	1397	1120	40	<0,01	<1	7200
Salida de laguna 1	402	120	90	<0,01	<1	2900
Salida de laguna 2 descarga al Arroyo Pelado	272	120	70	0,1	<1	700

Tabla 5: Perfil de concentraciones en el tren de tratamiento

La concentración medida para el líquido crudo se ubica dentro del rango informado por la bibliografía para mataderos avícolas: 1103 mg DBO/L [4], 3000 mg DBO/L [5].

6.2 Eficiencia del sistema de tratamiento

Se puede evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento enfocando dos características contaminantes centrales para este tipo de efluentes: materia orgánica y contaminación bacteriana. En este sentido, la Tabla 6 presenta las eficiencias de abatimiento logradas por el tren de tratamiento para DBO, DQO y bacterias coliformes fecales.

Unidad de tratamiento	Remoción % DBO	Remoción % DQO	Remoción % coliformes fecales
Laguna 1 (primaria)	89	71	60
Laguna 2 (secundaria)	0	32	76

Tabla 6: Eficiencia del tren de tratamiento

De los valores presentados surge que la laguna primaria (laguna 1) consigue una buena eficiencia en la remoción de materia orgánica, 89 % para DBO y 71 % para DQO, mientras que la eficiencia en la remoción de coliformes fecales es discreta (60 %).

Estas eficiencias resultan muy aceptables si se considera que los valores informados por la bibliografía para el tratamiento de este tipo de desagües con lagunas de estabilización se ubican en 80 % para lagunas facultativas y en 94% para un sistema de laguna primaria anaeróbica seguida de facultativa [6].

Aparentemente, la laguna primaria desarrolla una intensa actividad biológica y por lo tanto, allí tiene lugar el abatimiento de la mayor parte de la materia orgánica. Esta actividad se evidencia también en el aumento de la concentración de nitrógeno en la forma de amonio, probablemente debido a la hidrólisis de la materia orgánica nitrogenada

presente en el efluente crudo.

Sin embargo, la laguna secundaria (laguna 2) del tratamiento de Bonnin apenas produce una remoción marginal de DQO (32 %) y no remueve DBO, a la vez que reduce la presencia de coliformes fecales en un 76 %.

Esta laguna no muestra evidencia de actividad biológica significativa, y la remoción de DQO observada puede atribuirse a la sedimentación de sólidos en suspensión que puedan haber escapado de la laguna primaria.

La remoción de coliformes fecales registrada puede deberse al efecto de la radiación ultravioleta que actúa sobre la extensa superficie de la laguna.

7. APLICACIÓN DEL MODELO QUAL2K

7.1 Condiciones generales de la modelación

Los coeficientes de reaeración (k_a) y de descomposición (k_d) se estiman a partir de las condiciones del medio y del efluente, así como a partir de referencias bibliográficas.

En el caso de estudio, para la relación k_a/k_d se establece un valor de 3, el cual ha sido definido en un estudio anterior [7]. En ese estudio se observa que la opción USGS (Channel-control) [8] era la que mejor se ajustaba a los datos medidos, dicha formulación se describe a continuación:

$$\text{Caudal bajo, } Q < 0,556 \text{ m}^3/\text{s}: k_{ah}(20) = 88(US)^{0.313} H^{-0.353}$$

$$\text{Caudal alto, } Q > 0.556 \text{ m}^3/\text{s}: k_{ah}(20) = 142(US)^{0.333} H^{-0.66} B_t^{-0.243}$$

Donde:

H = profundidad media (m)

U = velocidad (m/s)

S = Pendiente del curso de agua (Slope) (m/m)

Bt = ancho de boca del cursos de agua.

Como se ha mencionado anteriormente, la descarga del efluente del frigorífico que se desea modelar se encuentra a 14,75 km aguas arriba de la desembocadura del Arroyo El Pelado en el Arroyo Urquiza. La medición del primer monitoreo en el punto de descarga arrojó una concentración de DBO₅ de 120 mg/L (DBO última de 191 mg/L), y una concentración de oxígeno disuelto de 8 mg/L.

La temperatura del agua del Arroyo El Pelado se establece en 20,6 °C en todo el curso modelado y la temperatura del aire en 31,3 °C.

Asimismo se establece un pH neutro en todo el curso de agua sin considerar variaciones en este parámetro en todo el período modelado.

7.2 Calibración y Verificación del Modelo Matemático

En primer lugar se realiza una corrida de simulación considerando una extensión del arroyo de aproximadamente 15 km con su inicio en el sitio de descarga del frigorífico y con las condiciones iniciales medidas en el punto 1 del primer muestreo.

De estos resultados preliminares se observa que las concentraciones de oxígeno disuelto y DBO de la simulación no se ajustaban a los valores medidos en campo.

De este modo se realiza un análisis de los datos medidos, a partir del cual se observa que la DBO presenta una marcada disminución entre la concentración en el punto de descarga (190,5 mg/L) y la concentración medida a unos 2200 metros aguas debajo de este punto (71,4 mg/L), la cual no puede ser explicada únicamente por los fenómenos de descomposición y reaireación.

En este sentido se plantea la posibilidad de que entre estos dos puntos de medición se encuentra un caudal ingresante al arroyo, lo cual puede explicar la fuerte disminución de la DBO mediante un proceso de dilución.

Debido a que no se observaron ingresos puntuales de afluentes al arroyo en este tramo del mismo durante los muestreos de campo, se realiza una recorrida de este sector con el objetivo de verificar si efectivamente se presentaban aportes en esta zona. De la recorrida realizada y también a partir de las conversaciones mantenidas con pobladores del lugar, se pudo verificar que el arroyo recibe aportes de agua de vertiente como consecuencia del alto nivel freático en esta zona.

Debido a que no se posee información específica respecto del caudal de vertiente así como de las concentraciones de oxígeno disuelto y DBO que ésta podría estar aportando al arroyo bajo estudio, se procede a estimar esta información en base a datos típicos de vertientes en el Arroyo La China, extrapolar esta información a las condiciones medidas en el arroyo El Pelado.

De este modo se incluye en la simulación un aporte difuso con una extensión de 700 metros que se extiende desde la progresiva 13,95 a 13,25 con una concentración de OD de 2,3 mg/L y una DBO última de 0,48 mg/L. El caudal de ingreso se estima observando aquel que mejor se ajusta a la dilución que se observa en los parámetros conservativos que han sido medidos en el arroyo El Pelado (alcalinidad y concentración de cloruros) y teniendo en cuenta la diferencia de caudales medidos.

En base a este análisis se estima que el caudal de ingreso debe estar entre los 0,015 y los 0,040 m³/s. Se realizaron simulaciones con distintos caudales dentro de este rango y finalmente se establece un caudal de 0,025 m³/s para la vertiente en las progresivas mencionadas.

Asimismo, los puntos de medición aguas abajo evidencian fuertes disminuciones de la DBO, sin el aparente consumo del nivel de oxígeno disuelto debido a que las concentraciones de éste se mantienen prácticamente constantes en todo el arroyo (8,0 mg/L; 7,5 mg/L; 7,7 mg/L; 7,8 mg/L y 7,9 mg/L).

De este modo, nuevamente se presenta la hipótesis de que esta situación únicamente puede ser explicada por el fenómeno de dilución que se justificaría por el aporte de caudal al arroyo. Finalmente en función de los datos típicos de vertiente y considerando los caudales calculados para distintos puntos del arroyo se estimaron los aportes que podrían justificar las variaciones en las concentraciones de la DBO y el OD.

Cabe mencionar que a pesar de encontrarse en una situación de estiaje, el caudal medido en el Arroyo El Pelado supera con creces el valor estimado para el percentil 80 % del tiempo, de 0,033 m³/s. Además de que éste caudal es aportado en gran parte por la propia

descarga industrial, la diferencia probablemente se debe a los aportes distribuidos ocasionados por las vertientes existentes.

7.3 Explotación del Modelo Matemático en condiciones de caudal mínimo

El modelo matemático ha sido empleado para evaluar la evolución de la calidad de agua para una condición hipotética de caudales de estiaje, correspondiente al QP80%: Percentil 80 % de los caudales mínimos medios diarios estimados por el método de racionalización antes descripto.

Asumiendo el valor de θ igual a 1, como lo han demostrado los diversos estudios realizados sobre la metodología a implementar [2], con el fin de obtener las constantes k_1 y k_2 , y aplicando el criterio de regionalización, se utilizaron los datos proporcionados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, de la Estación de Medición de Caudales del Río Gualeguaychú perteneciente, serie 1993-2007, cuyo Código de Estación es el 3030 - RP39.

La superficie de la cuenca de aporte al punto de medición es de 1980 km².

De la información de caudales disponibles, se extrajeron los datos de los caudales mínimos diarios que se detallan a continuación:

Serie	93 - 94	94 - 95	95 - 96	96 - 97	97 - 98	98 - 99	99 - 00
QmMDA	0,93	0,91	0,84	0,60	0,60	0,68	0,66
Serie	00 - 01	01 - 02	02 - 03	03 - 04	04 - 05	05 - 06	06 - 07
QmMDA	0,19	0,19	1,31	S/D	0,25	0,29	0,56

Tabla 7: Parámetros de caudal para la aplicación del método de regionalización

Donde: QmMDA: Caudal mínimo medio diario anual en m³/s. S/D: Sin datos
Se determinan los parámetros estadísticos:

$$\mu_{Q_{\min}} = 0,62 \text{ m}^3/\text{s}. \quad \sigma_{Q_{\min}} = 0,3329 \text{ m}^3/\text{s}. \quad Q_{P80\%} = 0,74 \text{ m}^3/\text{s}.$$

Donde:

$\mu_{Q_{\min}}$: media de los caudales mínimos medios diarios

$\sigma_{Q_{\min}}$: desviación de los caudales mínimos medios diarios.

$Q_{P80\%}$: Percentil 80 % de los caudales mínimos medios diarios.

Aplicando las expresiones (1) y (2), se obtienen el valor de las constantes:

$$k_1 = 0,000313131 \text{ m}^3/\text{s}. \text{ Km}^2$$

$$k_2 = 0,000168131 \text{ m}^3/\text{s}. \text{ Km}^2$$

$$k_{80\%} = 0,000373737 \text{ m}^3/\text{s}. \text{ Km}^2$$

Finalmente aplicando el método de regionalización se obtuvieron los parámetros estadísticos de los caudales mínimos medios diarios anuales del Arroyo El Pelado, cuyos valores se denotan a continuación:

$$\text{Área} = 89,1 \text{ km}^2; \mu_{Q_{\min}} = 0,028 \text{ m}^3/\text{s}; \sigma_{Q_{\min}} = 0,015 \text{ m}^3/\text{s}; Q_{P80\%} = 0,0333 \text{ m}^3/\text{s}$$

En el caso del arroyo El Pelado, esta condición se ha simulado aplicando un factor de

escala a todos los aportes empleados para la calibración del modelo, de tal manera que el caudal total a la salida de la cuenca, antes de ingresar al Arroyo Urquiza, sea igual a $0,033 \text{ m}^3/\text{s}$.

Asimismo, se modeló un tramo del Arroyo Urquiza de 3,6 km aguas arriba del ingreso del Arroyo el Pelado, ingresando el caudal correspondiente al percentil 80 % (estimado como $0,065 \text{ m}^3/\text{s}$), y un tramo de 1,1 km de longitud, aguas abajo.

Las condiciones de contorno de OD y DBO adoptadas en primer lugar a la salida de las piletas de la planta industrial, son las correspondientes al muestreo de Octubre de 2009, las cuales presentaban un nivel de oxígeno disuelto relativamente alto.

Los resultados obtenidos para ambos arroyos se presentan en las Figuras 4 y 5.

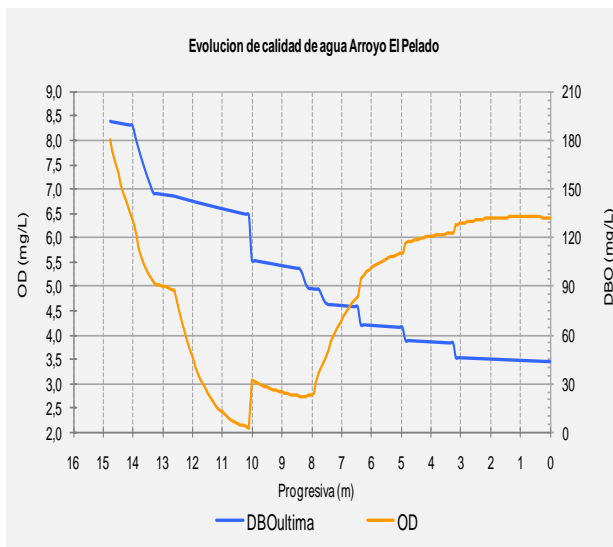


Figura 4. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo El Pelado para una condición de caudal mínimo y OD en la descarga alto.

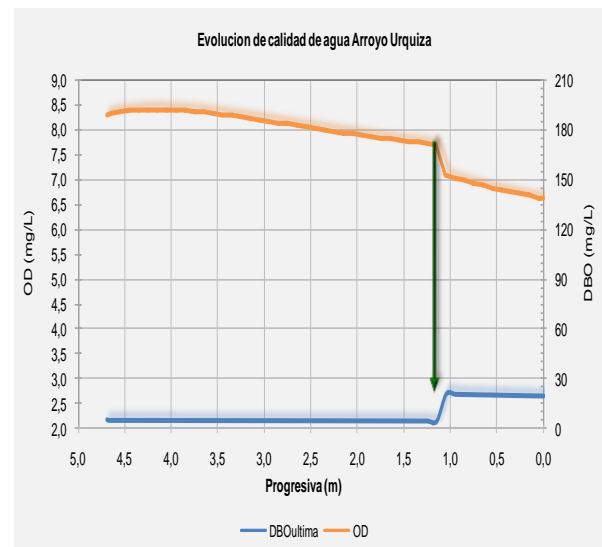


Figura 5. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo Urquiza para una condición de caudal mínimo y OD en la descarga alto.

Con estas condiciones de descarga, el OD desciende rápidamente desde 8 mg/L hasta un valor mínimo igual a 2 mg/L a unos 5 km de la descarga, para luego ir elevándose paulatinamente. El OD se mantiene debajo de 5 mg/L por casi 9 km (Figura 4).

La Comisión Administradora del Río Uruguay (C.A.R.U.), indica como valor guía de calidad de aguas, para todos los usos incluyendo la preservación de la vida acuática, un nivel de OD igual a 5 mg/L . Ello implica que la calidad de agua en el Arroyo El Pelado, no resulta satisfactoria en los primeros 9 km aguas debajo de la descarga, para condiciones de estiaje.

La calidad de agua del Arroyo Urquiza sufre un moderado deterioro al ingresar el Arroyo El Pelado, descendiendo el OD hasta $6,5 \text{ mg/L}$ debido al ingreso de agua con una alta DBO_5 (45 mg/L), que por dilución incrementa el valor de la misma en el primero hasta más de 20 mg/L (Figura 5). La segunda condición simulada, representa un efluente anaeróbico, como el medido en Marzo de 2010, con un nivel de OD nulo.

En este escenario, puede apreciarse que el OD se va incrementando, con oscilaciones según va recibiendo aportes laterales mientras que se consume la DBO, pero igualmente se mantiene por debajo de 5 mg/L por unos 9 km, como en el caso anterior (Figura 6). Siendo que la evolución de la calidad de agua en los últimos 7 km del arroyo es similar cualquiera que sea el OD en la descarga de la planta, el Arroyo Urquiza es afectado de igual manera en ambos escenarios (Figura 7).

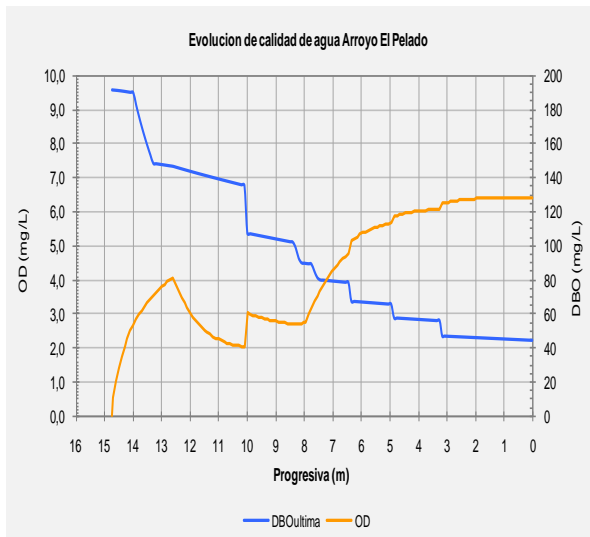


Figura 6. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo El Pelado para una condición de caudal mínimo y OD en la descarga nulo.

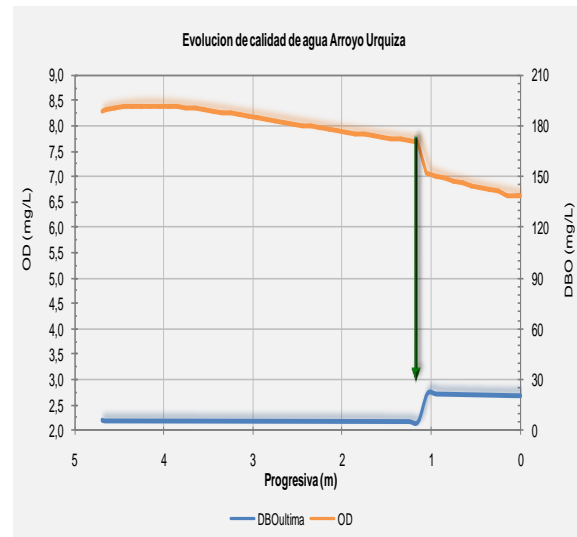


Figura 7. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo Urquiza para una condición de caudal mínimo y OD en la descarga nulo.

Finalmente, se realizó una simulación de la descarga industrial en el peor caso de concentración de OD (nula), pero cumpliendo el límite de 50 mg/L de DBO₅ (DBO última 79 mg/L).

Los resultados que se presentan en la Figura 8 ilustran que el nivel de OD en este caso se incrementaría hasta superar los 5 mg/L en menos de 2 km manteniéndose luego entorno a este valor crítico en los siguientes 6 km.

Teniendo en cuenta las diversas hipótesis realizadas, puede observarse que en un arroyo como El Pelado, cuyo caudal de estiaje en la cabecera está constituido en un 100 % por la descarga industrial, debería mejorarse la calidad de la descarga, con una DBO₅ incluso por debajo de los 50 mg/L, para que la calidad de agua en el arroyo se mantenga en condiciones mínimamente aceptables en los primeros 8 km de su recorrido.

Por otro lado, dado el bajo impacto del vertido en el Arroyo Urquiza, se puede apreciar que no se produciría una afectación significativa de la calidad de agua ribereña del Río Uruguay, por causa de la descarga de DBO de la planta analizada.

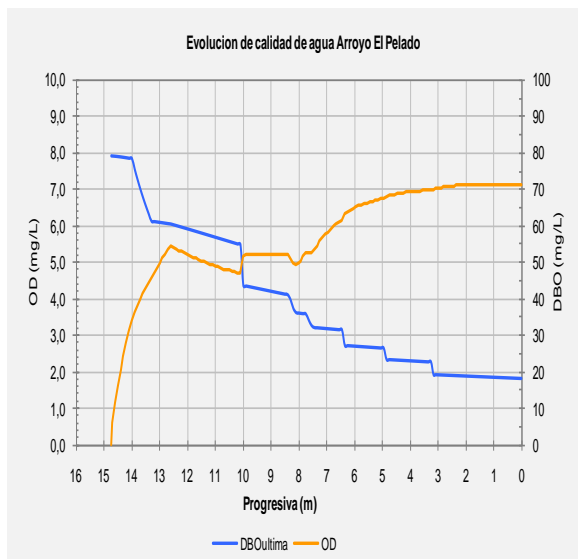


Figura 8. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo El Pelado para una condición de caudal mínimo, OD en la descarga nulo y $DBO_5 = 50$ mg/L

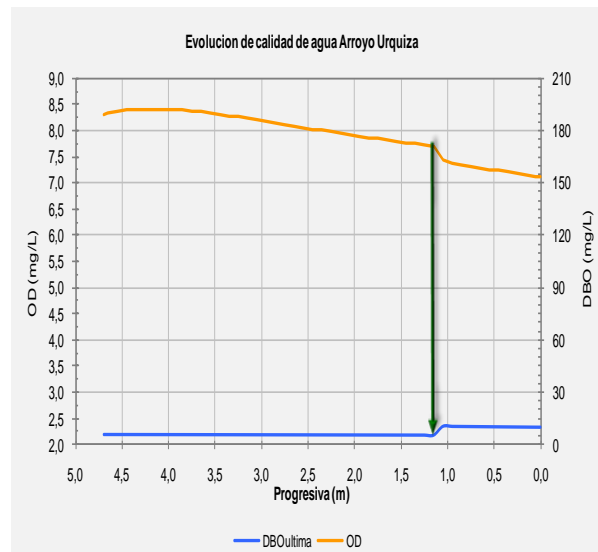


Figura 9. Evolución del OD y la DBO en el Arroyo Urquiza para una condición de caudal mínimo, OD en la descarga nulo y $DBO_5 = 50$ mg/L

8. CONCLUSIONES

A través de la modelación matemática del arroyo El Pelado y la comparación de los resultados preliminares con los datos medidos se pudo apreciar que existirían aportes difusos en distintos puntos a lo largo de su curso que explicarían la fuerte disminución de las concentraciones de la DBO mientras que el OD se mantiene elevado.

Con el objetivo de analizar este proceso en mayor profundidad se realizó una recorrida en el primer tramo del arroyo mediante la cual se verifica la existencia de posibles aportes como consecuencia de un elevado nivel freático en la zona.

En este sentido se estimaron los aportes que justificarían las diluciones que se observaron en el primer muestreo y los incrementos sucesivos del caudal medido a lo largo del cauce, y posteriormente se realiza un segundo muestreo que abarca los primeros 2,2 km del arroyo en donde se estima el aporte de caudal por vertiente.

Los resultados del segundo muestreo verifican la presencia de un aporte debido a que en este tramo en particular de sólo un par de kilómetros de longitud, nuevamente se observa una fuerte disminución de la DBO (de 175 a 48 mg/L) mientras que el OD aumenta levemente (de 0 a 2,9 mg/L) posiblemente por la concentración que aporta la vertiente así como por el proceso de reaireación en la extensión considerada.

Los aportes no puntuales distribuidos a lo largo del arroyo son difíciles de identificar y cuantificar de forma representativa. Se ha podido observar que para representar de forma adecuada la calidad del agua del arroyo mediante la modelación matemática se requiere de información más precisa de la variación de caudal a lo largo del arroyo así como de su calidad.

Esta información permitirá estimar de forma más representativa los caudales aportados por las vertientes, así como la calidad del agua de la misma y, en consecuencia, como influye sobre la calidad del agua del arroyo El Pelado.

Finalmente, en el caso de considerar condiciones de caudales mínimos en los Arroyos El Pelado y Urquiza, obtenidos a través de un método simplificado de regionalización, se verifica que la influencia de la descarga de la planta industrial, afecta significativamente la calidad de agua hasta unos 8 km aguas debajo de la misma, donde se obtienen concentraciones de OD muy bajas (inferiores a 5 mg/L), mientras que en el tramo final del Arroyo El Pelado, los valores de OD son más compatibles con la vida acuática, superando los 6 mg/L.

También se pudo apreciar, simulando una condición de descarga con un $DBO_5 = 50$ mg/L y $OD = 0$, que rápidamente se obtiene un nivel de OD mínimamente aceptable (5 mg/L a los 2 km), aunque el arroyo se mantiene en ese nivel durante unos 6 km más, hasta que supera los 6 mg/L correspondiente a condiciones poco contaminadas.

Es claro que el impacto del vertido depende de un sinnúmero de factores, tales como la época del año (temperatura del agua y del aire), velocidad del viento, distribución de aportes laterales puntuales y difusos, etc. No obstante, es evidente que los procesos de dilución son muy importantes en casos como el estudiado, en el cual el caudal inicial de arroyo, cuando no ha llovido en los días previos, está constituido exclusivamente por el aporte industrial. En este caso, tal como indica la legislación, el nivel de tratamiento debe fijarse por medio de un análisis particular, concluyéndose, dentro del margen de precisión que permite el presente estudio, que sería conveniente que el vertido tuviera una DBO_5 al menos igual y preferentemente inferior a 50 mg/L.

9. RECOMENDACIONES

A los efectos de poder cuantificar con mayor base estadística las condiciones de calidad de agua en la descarga de la planta, los caudales del arroyo y el impacto del vertido en el mismo, se sugiere realizar un monitoreo periódico de caudales y niveles de DBO y OD , en el canal de descarga, en el punto de intersección de la cuneta de descarga con el arroyo El Pelado, correspondientes a los puntos M1 a M3 del muestreo de marzo de 2010.

Se ha realizado además un análisis primario del tratamiento realizado por la planta a fin de aportar sugerencias de mejora, si bien para que las mismas estén más ajustadas a la realidad del sistema de tratamiento aplicado, sería conveniente evaluar la instalación completa, contando con información detallada sobre el estado de la misma.

No obstante, tomando en cuenta la información recabada puede afirmarse que la mejora del sistema debería enfocar la optimización de la segunda laguna. Aparentemente, sería posible cumplir con la normativa de vuelco (Ley N° 6260) si la eficiencia de la laguna secundaria fuera del 60 % o mayor en la remoción de DBO .

El primer punto a verificar para tratar de mejorar la eficiencia de la segunda laguna sería su contenido o inventario de lodo. Si en promedio la altura del manto de lodo excediera los 0,5 m desde el fondo de la unidad, habría que realizar una limpieza, extrayendo el lodo acumulado ya mineralizado.

Otro aspecto importante a considerar en la laguna secundaria es la distribución del caudal de entrada y la recolección de la salida. Se debe evitar que se produzcan cortocircuitos ya que este efecto suele reducir sensiblemente la eficiencia de la unidad.

Finalmente, cabe mencionar que cuando las condiciones del vertido mejoren, las condiciones de calidad de agua mejorarán en consecuencia, en forma prácticamente inmediata, especialmente a partir de la primera lluvia que lave los restos de depósitos contaminados en los primeros kilómetros de recorrido del arroyo.

10. BIBLIOGRAFIA

- [1] Chapra S. C., Pelletier G. J. y Tao H., “QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.07: Documentation and Users Manual”. *Civil and Environmental Engineering Dept.*, Tufts University, Medford, MA, USA (2007)
- [2] Poveda Jaramillo G., Vélez Upegui J., Mesa Sánchez O., Ceballos Bonilla L., Zuluaga Arias M., Hoyos Ortiz C., “Estimación de Caudales Mínimos para Colombia Mediante Regionalización y Aplicación de la Curva de Recesión de Caudales” Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos Universidad Nacional de Colombia Facultad de Minas.
- [3] Metcalf L., Eddy H. P., *Wastewater Engineering, treatment, disposal and reuse*. 3rd. Edition, USA, McGraw-Hill, Inc., series in Water Resources and Environmental Engineering, (1991).
- [4] Nemerow N. L., *Aguas Residuales Industriales, Teorías, Aplicaciones y Tratamiento*, Versión española, España, (1977).
- [5] Comisión Nacional de Medio Ambiente, “Guía para el control y prevención de la contaminación industrial”, Santiago de Chile, (1998).
- [6] Wesley Eckenfelder, Jr. W., *Industrial Water Pollution Control*, 2nd Edition, McGraw Hill, Inc., Mexico, (1989).
- [7] Cardini C. M., Cardini J. C., Zabalett A., Mársico D., Oliver N., “Modelación de la Descarga de Efluentes del Parque Industrial de Gualeguaychú”. GEGRU. 17° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. AIDIS, (2010).
- [8] Melching, C. S. y Flores, H. E., “Reaeration Equations from U.S. Geological Survey Database”. *J. Environ. Engin.*, 125(5):407-414 (1999).

MODELACIÓN HIDROLÓGICA DISTRIBUIDA DE DOS CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Weber¹, Juan F.; Stehli¹, Pablo T.; Vestena², Leandro R. y Jorquera¹, Eliana.

1: Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil
Facultad Regional Córdoba
Universidad Tecnológica Nacional

Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina. Ciudad Universitaria - CP (X5016ZAA) - Córdoba
- Argentina.

e-mail: jweber@civil.frc.utn.edu.ar, web: <http://www.frc.utn.edu.ar>

2: Laboratório de Hidrologia, Departamento de Geografia
Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO

Rua Camargo Varela de Sá, 03 - CEP 85040-080 - Guarapuava - Paraná - Brasil.

e-mail: lvestena@unicentro.br

Resumen. *Se presentan los resultados de la aplicación del modelo T-REX a dos cuencas hidrográficas: la del río de La Suela, tributario del río Anizacate (provincia de Córdoba) y la del río Caeté (Alfredo Wagner, Santa Catarina, Brasil). En ambas se dispone de registros simultáneos de precipitaciones y caudales para diversos eventos lluviosos. T-REX es un modelo hidrológico distribuido de eventos, que puede representar los procesos de retención superficial, interceptación vegetal, infiltración y escurrimiento superficial. Para la simulación de este último se utiliza un esquema en diferencias finitas y para la integración temporal un esquema tipo Euler. Se modeló a través de T-REX la respuesta hidrológica de las cuencas mencionadas. Se consideraron 10 eventos para la primera, y 5 eventos para la segunda; los resultados se contrastaron con caudales observados: en el primer caso, con registros de origen mixto, limnigráficos cada 15 minutos y limnimétricos 3 veces al día; y en el segundo caso, con registros horarios. Los ajustes son adecuados, y en el segundo caso, representan una mejora en relación a modelaciones previas realizadas con el modelo TOPMODEL. Se concluye que T-REX se presenta como una poderosa herramienta capaz de simular la respuesta hidrológica de cuencas hidrográficas de diversas características.*

Palabras clave: hidrología superficial, modelación hidrológica, modelo TREX

1. INTRODUCCIÓN

Un modelo hidrológico, en términos generales, busca representar los diferentes procesos involucrados en la distribución de la lluvia y la generación de caudales en una determinada cuenca. Los modelos pueden ser físicos, donde se representan a escala las cuencas reales, o matemáticos, los cuales parten de ecuaciones empíricas o conceptuales para representar la respuesta de la unidad hidrológica bajo diferentes condiciones hidrometeorológicas.

La modelación hidrológica comienza a principios del siglo XIX utilizándose para el diseño de canales, redes de drenaje, presas, puentes, diques y sistemas de distribución de agua. Hasta mediados del siglo XX, la modelación hidrológica se limitó a tratar de explicar mediante expresiones matemáticas simples, los mecanismos individuales involucrados en los principales procesos del ciclo hidrológico. Entre ellos se pueden nombrar: el método racional, la curva de infiltración de Horton, los trabajos de Thornthwaite y Penman para la estimación de la evapotranspiración, etc.

En la década de los 60, con el advenimiento de la revolución digital, se realizó el primer intento por representar casi en su totalidad al ciclo hidrológico en una cuenca. Surge así el Stanford Watershed Model-SWM de Crawford y Linsley en 1966 [1]. Sin embargo, las máquinas disponibles eran caras y muy lentas respecto a los estándares actuales, por lo tanto los programas eran limitados en tamaño y complejidad [2]. Como consecuencia, la modelación hidrológica fue planteada principalmente en forma agregada [3]. La aparición de computadoras más potentes, la mayor disponibilidad de datos distribuidos arealmente provenientes de sensores remotos y las herramientas proporcionadas por los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han permitido el desarrollo de modelos distribuidos que consideran explícitamente la variabilidad espacial y temporal tanto en las entradas del sistema (precipitación) como de los resultados (contenido de humedad, altura de almacenamiento de agua, infiltración, etc.).

1.1. La modelación hidrológica de cuencas

Los fenómenos hidrológicos son extremadamente complejos y es posible que nunca se los entienda en su totalidad. Sin embargo, en ausencia de un conocimiento perfecto, pueden representarse en forma simplificada por medio del concepto de sistema. Un sistema es un conjunto de partes interconectadas entre sí que forman un todo [4]. Desde este punto de vista, el ciclo hidrológico puede considerarse un todo compuesto por: agua atmosférica, agua superficial y aguas subterráneas, entre otros elementos. Este sistema global a la vez puede agrupar parte de sus elementos conformando subsistemas menores que faciliten su comprensión.

Un sistema hidrológico se define como: una estructura o volumen en el espacio, rodeada por una frontera, que acepta agua y otras entradas, opera en ellas internamente y las produce como salidas. El objetivo del análisis de estos sistemas, es estudiar la operación del mismo y predecir su salida.

1.2. Clasificación de los modelos hidrológicos

Según Ponce [5] los modelos hidrológicos pueden dividirse en dos grandes categorías:

modelos físicos o materiales y modelos formales o matemáticos: estos últimos conciben el sistema por medio de un grupo de abstracciones matemáticas que describen fases relevantes del ciclo hidrológico con el objeto de simular la transformación de las entradas en salidas del sistema.

Siguiendo a este autor, en la práctica, pueden distinguirse cuatro tipos generales de modelos: (a) determinísticos: son formulados siguiendo las leyes de la física y/o procesos químicos descritos por ecuaciones diferenciales; (b) probabilísticos: por el contrario, se formulan siguiendo las leyes del azar o probabilidad. Pueden ser de dos tipos: estadísticos o estocásticos; (c) conceptuales: son representaciones simplificadas de los procesos físicos, usualmente recaen sobre descripciones matemáticas que simulan procesos complejos basándose en unas pocas claves de parámetros conceptuales, y (d) paramétricos: o también conocidos como empíricos o de caja negra. Son los más simples, consisten en una ecuación (o ecuaciones) algebraica que contiene uno o más parámetros a ser determinados por el análisis de datos u otro medio empírico.

Los fenómenos hidrológicos cambian en las tres dimensiones espaciales, pero tener en cuenta toda esta variación, puede hacer que los modelos sean muy complejos. Los modelos determinísticos y los conceptuales pueden clasificarse en [4]: (a) modelos agregados: el sistema es promediado en el espacio o considerado como un punto único sin dimensiones, y (b) modelos distribuidos: considera que los procesos hidrológicos ocurren en varios puntos del espacio y define las variables del modelo como funciones de las dimensiones espaciales.

De acuerdo a la escala temporal, los modelos hidrológicos pueden clasificarse en: (a) modelos de eventos aislados: son de corto plazo, diseñados para simular en eventos individuales la transformación de la lluvia en escurrimiento; (b) modelos de procesos continuos: toman en cuenta todos los componentes del escurrimiento, incluyendo flujos superficiales, subsuperficiales y subterráneos. El objetivo de este tipo de modelos es tener en cuenta el balance de humedad a largo plazo de toda la cuenca, y (c) modelos de simulación mixta: intentan representar ambas escalas temporales en una forma computacionalmente económica y con un acuerdo razonable con la realidad.

Desde esta perspectiva, el modelo que se utilizará en este trabajo puede ser clasificado como un modelo matemático determinístico-conceptual, distribuido, de simulación de eventos.

2. EL MODELO TREX

TREX (Two-dimensional Runoff, Erosion, and eXport model) es un modelo bidimensional de escurrimiento, erosión y transporte de sedimentos y contaminantes [6,7]. Está basado en el modelo de cuencas CASC2D. Los procesos hidrológicos simulados son: precipitación, interceptación, infiltración y pérdidas por transmisión en el cauce, almacenamiento, flujo superficial y en canales y derretimiento de nieve.

El ciclo hidrológico comienza con la precipitación (pluvial y/o nival), una fracción de la misma quedará retenida en la vegetación, la precipitación excedente está disponible para infiltrar o escurrir superficialmente. En este modelo se utiliza la relación de Green y Ampt

para definir la infiltración en la superficie del terreno y en los cauces. Si la tasa de precipitación supera a la de infiltración, el agua se almacena en las depresiones del terreno hasta un determinado umbral que da comienzo al flujo superficial. Este flujo está gobernado por las leyes de conservación de la masa y de la cantidad de movimiento, TREX utiliza la aproximación de la onda difusiva unidimensional en cauces y bidimensional en la superficie de la cuenca, suponiendo que el flujo es turbulento y que la resistencia al flujo se puede describir utilizando la formulación de Manning [8].

Para simular el proceso hidrológico, TREX plantea una solución numérica explícita de las ecuaciones de balance de masa mediante la segmentación de la cuenca en elementos cuadrados iguales, a los cuales se le asignan los parámetros relativos a las características de infiltración del suelo y coeficientes de rugosidad.

Este modelo es de código libre, está escrito en el lenguaje de programación C y está disponible en la página web de la Universidad Estatal de Colorado, tiene una fuerte base física en la conceptualización de los procesos superficiales, pero no considera los procesos subsuperficiales y subterráneos [9].

3. PROCESOS HIDROLÓGICOS EN TREX

Se describen someramente a continuación las ecuaciones que representan los procesos hidrológicos relevantes incluidos en el modelo TREX [7].

3.1. Precipitación, interceptación y almacenamiento

El volumen bruto de precipitación (V_g) que llega a la superficie en función del tiempo, es igual a la intensidad de precipitación bruta (i_g) por el área de la región donde ocurre la precipitación (A_s). El volumen neto (V_n) resulta de descontarle al bruto el volumen interceptado (V_i). El balance se explicita en la ecuación (1).

$$\text{---} \quad (1)$$

Según el volumen interceptado sea mayor o menor al volumen bruto, habrá o no volumen neto de agua sobre la superficie de la cuenca. En este cálculo no se realiza ningún descuento referido a volumen evapotranspirado, ya que es un modelo de eventos y se puede despreciar ese término. El volumen de precipitación neta también se puede expresar como una tasa de precipitación neta (efectiva):

$$\text{---} \quad (2)$$

3.2. Infiltración

Para definir la infiltración de agua en la superficie de la cuenca como así también en los cauces que la forman, el modelo TREX utiliza las relaciones de Green y Ampt [4].

$$\text{---} \quad (3)$$

donde K_h es la conductividad hidráulica, ψ es la altura de succión del frente de saturación (altura de succión capilar), S_e es el porcentaje de saturación efectiva del suelo, θ_e la porosidad efectiva del suelo, f la tasa de infiltración y F la altura de infiltración acumulada, vinculadas a través de:

$$\text{---} \tag{4}$$

lo cual da lugar a una relación no lineal resuelta a través de un método iterativo [4].

3.3. Flujo superficial

La fracción de precipitación no retenida ni infiltrada genera un flujo superficial, tanto mantiforme (bidimensional) como en canales (unidimensional). El flujo superficial puede ocurrir cuando la profundidad del agua en el plano terrestre supera el umbral de almacenamiento de la depresión. El flujo superficial se rige por la conservación de la masa (continuidad) y la conservación de cantidad de movimiento. Las ecuaciones de continuidad para el flujo en dos dimensiones gradualmente variado, sobre un plano rectangular en coordenadas (x, y) son:

$$\text{---} \tag{5}$$

donde h es la altura de flujo superficial, W es un término fuente/sumidero (descarga/aporte unitario puntual), i_n es la intensidad de precipitación neta (obtenida a partir de 1), i_e es la intensidad de precipitación en exceso, y q_x, q_y son los caudales por unidad de ancho en la dirección x o y . Suponiendo que el flujo es turbulento y la resistencia se puede describir utilizando la formulación de Manning (en unidades del SI), las relaciones de escurrimiento-profundidad son:

$$\text{---} \tag{6}$$

mientras que en el flujo superficial en canales (ríos y arroyos) se aplica una formulación equivalente pero unidimensional.

4. CÁLCULOS EN TREX

Para simular el conjunto de los procesos hidrológicos descritos, se deben asignar los valores para cada parámetro del modelo y deben ser resueltas las ecuaciones de balance de masa definidas en el marco del modelo determinístico-conceptual. Las ecuaciones de conservación de masa (5 y su equivalente unidimensional) son discretizadas en diferencias finitas, mientras que la integración numérica temporal se realiza con un esquema hacia adelante (Euler):

$$\tag{7}$$

siendo s_{i+1} el valor de la variable del modelo en el tiempo $t + \Delta t$, si el valor de la variable del modelo en el tiempo t , s'_i el valor de la derivada de la variable con respecto al tiempo en el tiempo t , y Δt el paso de tiempo para la integración numérica. La solución numérica explícita se consigue mediante la segmentación de la cuenca hidrográfica entera en elementos cuadrados iguales, a los cuales se les asignan los distintos parámetros relativos del modelo. Como cada parámetro está definido, se supone que es uniforme en toda el área de la celda, este valor actual es asignado a un punto central nodal (figura 1).

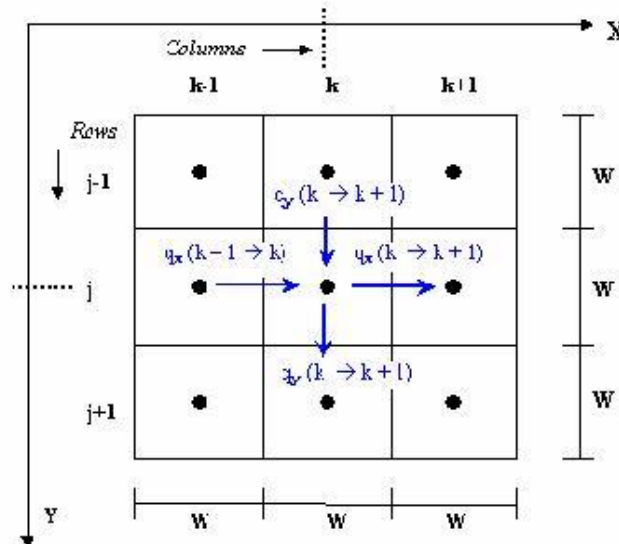


Figura 1. Discretización espacial en el modelo TREX

4.2. Datos y Parámetros a ingresar

TREX requiere un archivo de entrada principal que controla la mayoría de los aspectos de la simulación. Dentro de este archivo de entrada principal, las entradas se dividen en seis grupos de parámetros relacionados (Grupos de datos de A a F). Este archivo también especifica una serie de archivos de entrada auxiliares que se requieren para operar el modelo. Los archivos auxiliares de entrada se utilizan para definir las características específicas de la simulación como los límites de la cuenca hidrográfica, la topografía, clases de suelos y uso de la tierra, etc.

La ventaja que posee TREX es que muchos de estos archivos auxiliares (como así también los archivos de resultados) pueden ser procesados y visualizados mediante un sistema de información geográfica (SIG), particularmente GRASS [10], que tiene un nivel de integración muy alto con TREX a través de sus interfaces de lectura-escritura.

5. CUENCA DEL RÍO DE LA SUELA (CÓRDOBA, ARGENTINA)

La cuenca del río de La Suela se encuentra ubicada totalmente en la provincia de Córdoba, al sur de la localidad de Villa Carlos Paz accediendo a ella por la Ruta Nacional 20

(Figura 2). Tiene una superficie de 131,8 km² comprendida entre los 900 y los 2200 metros sobre el nivel del mar. La cuenca está localizada en el núcleo central de las Sierras Pampeanas, entre los 31° 40' y 31° 30' de latitud sur y los 64° 30' y 64° 45' de longitud oeste, sobre el cordón de las Cumbres de Achala y sus estribaciones orientales. Hidrográficamente el río de La Suela es tributario del Anizacate, afluente a su vez del Xanaes o Río Segundo.



Figura 2. Ubicación geográfica cuenca del río de La Suela

De acuerdo a un trabajo antecedente de Barbeito y von Müller [11], los materiales de superficie de la Cuenca, corresponden a un basamento cristalino antiguo compuesto por: un 66 % de rocas graníticas y un 25 % de metamorfitas, correspondiendo el 9 % restante a sedimentos aluvionales modernos asentados en pequeños valles. Las fuerzas orogénicas que actuaron a lo largo de la evolución geológica de acuerdo a la rigidez de las rocas, resolvieron dos ambientes diferenciales: las cumbres propiamente dichas y sus estribaciones escalonadas. Las cumbres de Achala en su conjunto, constituyen desde el punto de vista estructural, un Pilar Tectónico o “Horst”, limitado por dos fallas transversales de rumbo meridional. Sobre estas, en el sector occidental de la Cuenca, comienza a organizarse el drenaje a través de un paisaje con predominio de formas abruptas, que evidencian un estado de juventud morfológica. Los interfluvios son angostos y de vertientes generalmente empinadas en donde aflora con frecuencia la roca granítica. Las pendientes medias varían desde un 30 % hasta un 50 % en los sectores de mayor intensidad tectónica (Quebradas - Abruptos de Falla) y las formas planas son escasas y limitadas casi con exclusividad a las máximas altitudes.

Hacia el este, las estribaciones de la unidad estructural adquieren una fisonomía más suavizada. El paisaje aquí se representa por la abundancia de colinas convexas con gradientes medios entre 10 % y 15 %. Los interfluvios son más amplios y de laderas menos enérgicas en donde es mayor el asentamiento de suelos, disminuyendo por ende la rocosidad. La escasez de formas accidentadas limitadas a la acción erosiva lineal de los cursos de agua o a la tectónica, evidencia una cierta madurez morfológica.

5.1. Hidrografía e hidrología

La cuenca del río de La Suela constituye desde el punto de vista hidrográfico, la naciente norte de la cuenca imbrífera del río Segundo o Xanaes con desagüe en el sistema endorreico de la Laguna de Mar Chiquita o de Ansenúza. Dos subcuencas de carácter bien definidas que unen sus aportes a menos de 2 km del cierre de la cuenca conforman el drenaje: la subcuenca del río de La Suela propiamente dicha que localiza sus nacientes en el Cordón de Achala a 2.200 m.s.n.m y la subcuenca del Arroyo de la Estancia, que lo hace a 1.500 m.s.n.m sobre las estribaciones de este, en la localidad de Copina.

La subcuenca La Suela (60% del área) ubicada en el sector sudoeste de la cuenca, tiene su nacimiento en el borde oriental de las Sierras Grandes. Su punto de mayor altitud se encuentra en las nacientes del arroyo del Carnero, uno de sus principales afluentes. La subcuenca La Estancia es de menor altitud y respuestas más lentas (pendiente 2%), está conformada por un arroyo de curso permanente: el arroyo San Bernardo que luego continúa como arroyo de La Estancia, y varios arroyos menores de escurrimientos intermitentes.

La longitud del río principal (Carnero – La Suela) desde sus nacientes, hasta la estación de cierre es de 28,92 Km, con una pendiente media uniforme del 4% alcanzando una pendiente máxima en el escalón tectónico del 13%.

Las crecidas en el río de La Suela presentan generalmente uno o más picos bien diferenciados, con tiempos de subida entre 15 y 30 minutos y de permanencia de 7 a 8 horas. El análisis de los hidrogramas evidencia el aporte de tiempos de retardo diferentes que incrementan el volumen y la permanencia de las crecidas.

5.2. Tipos y uso de Suelos

Se ajustan a las características de suelos azonales (litosólicos y regosólicos), cuya particularidad se traduce en la falta de horizontes definidos y a su reducido espesor. Derivan, de la alteración directa de la roca y su profundidad está supeditada a la posición topográfica que ocupen. En general, son suelos superficiales a muy superficiales, de buena permeabilidad, textura arenosa a franco arenosa y con regular cantidad de materia orgánica [11].

5.3. Vegetación

Según Barbeito y von Müller [11] la cobertura vegetal de la cuenca está caracterizada como vegetación de Las Sierras, la que se distribuye en tres pisos: monte serrano, arbustal o romerillal y pastizales y bosquecillos de altura, cuya existencia, amplitud densidad y elevación, están en función de la altitud, latitud y orientación geográfica. La diferencia de altitud de la cuenca del río de La Suela, determinó la existencia de estos tres pisos distribuidos según dos grandes ambientes; Sub-andino: corresponde a las cumbres por encima de los 1.600 m.s.n.m y el Pedemontano por debajo de esta altitud.

5.4. Información hidrometeorológica de base

La red histórica existente en la cuenca, operada desde 1971 al 1995 estaba integrada por once estaciones pluviométricas – pluviográficas con una densidad aproximada de 1/12 km², dos estaciones meteorológicas completas ubicadas una en la parte alta (estación El Cóndor) y la otra en el cierre de la cuenca (estación La Suela) y una estación de aforo en el cierre de la misma.

Mediciones de precipitación: se dispuso de datos de ocho estaciones pluviográficas – pluviométricas distribuidas en el área de la cuenca, provenientes del BDC (Banco de Datos de CIRSA).

Mediciones de caudales: por las características geológicas y fisiográficas de la cuenca del río de La Suela y el carácter permanente de su curso principal, se presume que la totalidad de los diversos tipos de escurrimiento dados en el área de aporte, pasan por la estación hidrométrica La Suela, considerada como cierre de la cuenca. Esto significa que el caudal medido en dicha estación corresponde al caudal total, o sea la sumatoria de los componentes superficial, subsuperficial y de drenaje subterráneo o de base.

Esta estación de medición de caudales tiene la misma ubicación geográfica que la homónima para lluvia, constaba de un muro verificador de caudales y una sección de aforos. Las mediciones de niveles de agua se realizaban a través de un limnógrafo de precisión de tipo neumático y registro continuo y de una batería de escalas limnimétricas que possibilitaban mediciones hasta una altura de nivel de 6 (seis) metros. En la sección de aforos, ubicada unos 100 metros aguas arriba del muro, se realizaban aforos de aguas bajas por vadeo, con molinetes de alta precisión y aforos continuos en crecientes, con tornos de orilla y molinetes de precisión que soportan contrapesos de hasta 50 kg.

La transformación de los niveles en caudales se llevó a cabo mediante la utilización de una curva llave o de descarga, calibrada para el período seleccionado en función de más de 200 aforos. La definición de la curva altura-caudal se realizó por métodos analíticos de regresión de valores aforados.

Para la determinación de la serie de caudales instantáneos se utilizaron los registros limnigráficos cada 15 minutos.

6. CUENCA DEL RÍO CAETÉ (SANTA CATARINA, BRASIL)

La cuenca del río Caeté, con aproximadamente 163 km² de superficie, se encuentra en el municipio de Alfredo Wagner, región serrana del estado de Santa Catarina (Brasil), entre las coordenadas geográficas 27°41'40.77" y 27°52'25.83" de latitud sur y 49°11'14.49" a 49°20'47.60" de longitud oeste, en datum SAD 69 (Figura 3).

El río Caeté se forma a partir de la confluencia del río Perito con el río Santo Ángel. El río Perito tiene su fuente en una altitud de 1140 m en la formación geológica Rio Bonito, mientras que el río Santo Ángel surge a una altura de 1600 m en la formación geológica Serra Geral. Después de recorrer aproximadamente 14 km, a una altitud de 580 m da lugar al río Caete que llega al casco urbano del municipio de Alfredo Wagner después de recorrer 13 km y a una altitud de 480 m [12].

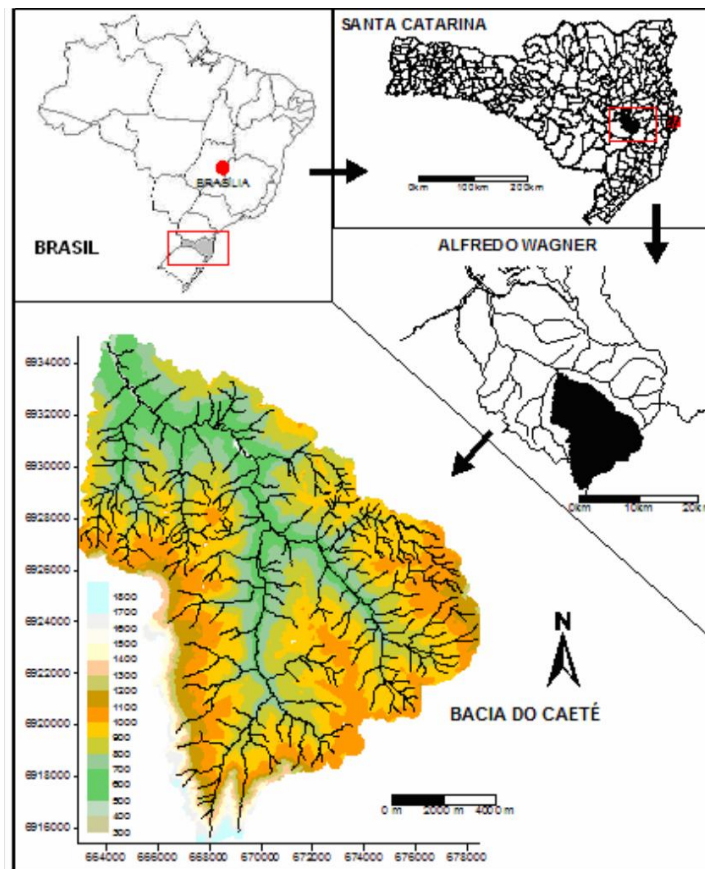


Figura 3. Localización de la cuenca del Río Caeté en el municipio de Alfredo Wagner, Santa Catarina. [12]

Esta cuenca está caracterizada por una significativa densidad de drenaje ($1,949 \text{ km/km}^2$). La gran diferencia altimétrica en la cuenca (1293 metros) se refleja en sus cursos de agua, en cascadas, rápidos y saltos que favorecen los procesos de transporte de sedimentos [13].

6.1. Geomorfología

Los procesos geomorfológicos de la región comenzaron en el inicio del Pérmico medio donde la cuenca del Paraná consistía prácticamente en una plataforma plana, con una pendiente muy suave. La sedimentación correspondía a fluctuaciones del nivel del mar, hundimientos, la compactación diferencial y a la probable influencia de una lejana glaciación continental. Los ríos corrían hacia las zonas costeras y donde el hundimiento era relativamente más intenso, se desarrollaban deltas, cuando las condiciones de suministro de sedimentos eran favorables. Las llanuras costeras se extienden desde el Río Grande do Sul, por el sur de Santa Catarina, al norte de Paraná. En el sur de Santa Catarina, se observa que ha existido una región de topografía elevada que bordea la cuenca, topografía que se encuentra parcialmente preservada en el área de Criciúma y Alfredo Wagner.

El paisaje está representado por acantilados, interrumpidos por mesetas, en el que la dinámica del agua proporciona un mayor desarrollo de los perfiles. Los valles en "V" se caracterizan por el sistema de drenaje provisto de alta velocidad de escorrentía y de gran energía, dando lugar a procesos de erosión inicialmente entre surco y surco, que puede progresar a la erosión de canales y barrancos. Este tipo de formación es frecuente en el valle del río Caeté.

Las pendientes de la cuenca son acentuadas, con sus máximos localizados principalmente en las cabeceras del río Santo Ángel. Las pendientes superiores al 45% representan aproximadamente el 20% de la superficie de la cuenca [13].

6.2. Clima

El clima en la cuenca del río Caeté se encuentra en el dominio de la zona extratropical, resultando en temperaturas con carácter mesotérmico: temperaturas medias anuales entre 16°C y 20°C, con inviernos fríos y veranos templados debido a la altitud. Las lluvias son abundantes y distribuidas a lo largo del año, por lo tanto no se diferencia un período seco. La temperatura media anual es de alrededor 19 °C, con oscilaciones que van desde -2 °C (invierno) a 30°C (verano), con la ocurrencia de heladas en los meses de invierno. La humedad relativa media el aire es de 85 %.

La precipitación media anual en la ciudad de Alfredo Wagner es de alrededor de 1660 mm, con mayor incidencia en la primavera y el verano. Los meses más lluviosos son diciembre (165 mm), enero (202 mm), y febrero (189 mm), y menos lluviosos el de abril (92 mm), mayo (109 mm) y junio (97 mm).

6.3. Suelos

Los suelos que conforman la cuenca son Cambisolos y Neossolos [12]. Químicamente, los suelos presentan una alta homogeneidad, tienen una fertilidad natural muy baja, que se refleja en el carácter álico (alta saturación de aluminio). Estas características identifican los suelos de las laderas (estructura frágil y fácilmente erosionables) y la sierra (muy ácido).

Los Cambisolos se presentan con una secuencia incompleta de horizontes, con poca diferenciación entre ellos. Poseen perfiles medianamente desarrollados, bien drenados y con alta retención de humedad. El horizonte A es en general el predominante. Es de material grueso y su textura varía de media a arcillosa, teniendo altos tenores de limo, alta capacidad de intercambio iónico y un horizonte B de poco espesor. Poseen un grado de susceptibilidad a la erosión variable, dependiendo de la pendiente, el contenido de limo, el gradiente de textura y su profundidad. Cuanto más superficial es, tiende a ser más susceptible a la erosión, debido a que presenta una capa impermeable, representada por el lecho de roca, más cerca de la superficie.

Los Neossolos ocurren generalmente en zonas topográficamente accidentadas, asociados con afloramientos rocosos. Ellos se caracterizan por suelos pocos profundos, rocosos y con el horizonte A asentado directamente sobre el horizonte C o sobre la roca. Son suelos jóvenes, donde se superponen las características heredadas y las características adquiridas.

Poseen una textura variada, generalmente predominando la fracción de arena, con fertilidad variable, estando esta última en relación con el material de origen y el clima.

Debido a su pequeño espesor (alrededor de 50 cm) el ingreso de agua se reduce rápidamente, facilitando el flujo superficial, generado por la saturación rápida del suelo y el subsuelo, en la zona de contacto con el suelo y la roca. Este suelo es por lo tanto, fácilmente erosionable, siendo más grave cuando ocurre en las pendientes escarpadas y desprovistas de vegetación. El uso del suelo se caracteriza por los bosques (mata), reforestamiento, suelos rurales, suelos expuestos y cultivos [14].

6.4. Datos hidrométricos y meteorológicos

Los datos hidrométricos utilizados fueron medidos en intervalos horarios, por una estación limnimétrica automática instalada en la estación limnimétrica manual Baixo Caeté, localizada en la longitud 49°20'0.40" W y latitud 27°42'18.13" S, a una altitud de 475 metros, que es monitoreada por EPAGRI (Empresa de Investigación Agropecuaria y Extensión Rural de Santa Catarina SA).

Los caudales fueron obtenidos a partir de registros horarios de la altura limnimétrica, obtenida por medio de un sensor de nivel SITRON LH-840, y fueron transformados en caudales a partir de una curva h-Q calibrada, en base a aforos realizados con un molinete hidrométrico en 20 verticales; el caudal fue obtenido por el método de sección media.

Los datos pluviométricos utilizados (en intervalos de 1 hora) fueron obtenidos por la media aritmética de dos estaciones pluviométricas automáticas: una instalada junto a la estación Baixo Caeté antes mencionada, y otra en el municipio vecino de Anitápolis (que se encuentra a unos 10 km de la cabecera de cuenca). Ambas estaciones son monitoreadas por el Laboratorio de Hidrología de la UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina).

7. APLICACIÓN Y RESULTADOS

El modelo TREX fue aplicado en la simulación de la respuesta hidrológica de las dos cuencas descritas, obteniéndose como resultado los hidrogramas de descarga correspondientes y comparándolos con los caudales registrados, según se detalla a continuación.

Los parámetros del modelo fueron calibrados manualmente, buscando el mejor ajuste entre las observaciones y las estimaciones de caudales.

7.1. Cuenca del río de La Suela

Se presentan los hidrogramas simulados para tres eventos: 03/12/1978, 14/01/1979 y 27/01/1979 (Figuras 4 a 6). En general puede observarse un buen ajuste, considerando por un lado las incertidumbres propias de los procesos de medición, y por otro el hecho de haberse utilizado un único juego de parámetros del modelo, distribuidos espacialmente.

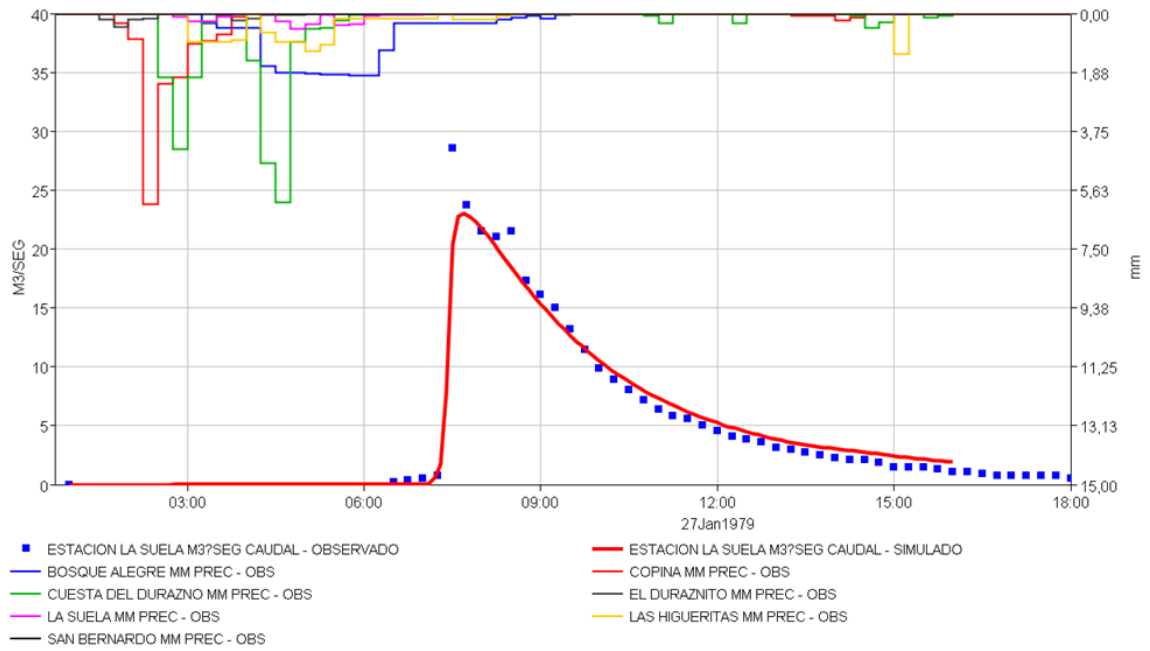


Figura 4. Hidrograma Simulado para el evento del 27 Enero 1979

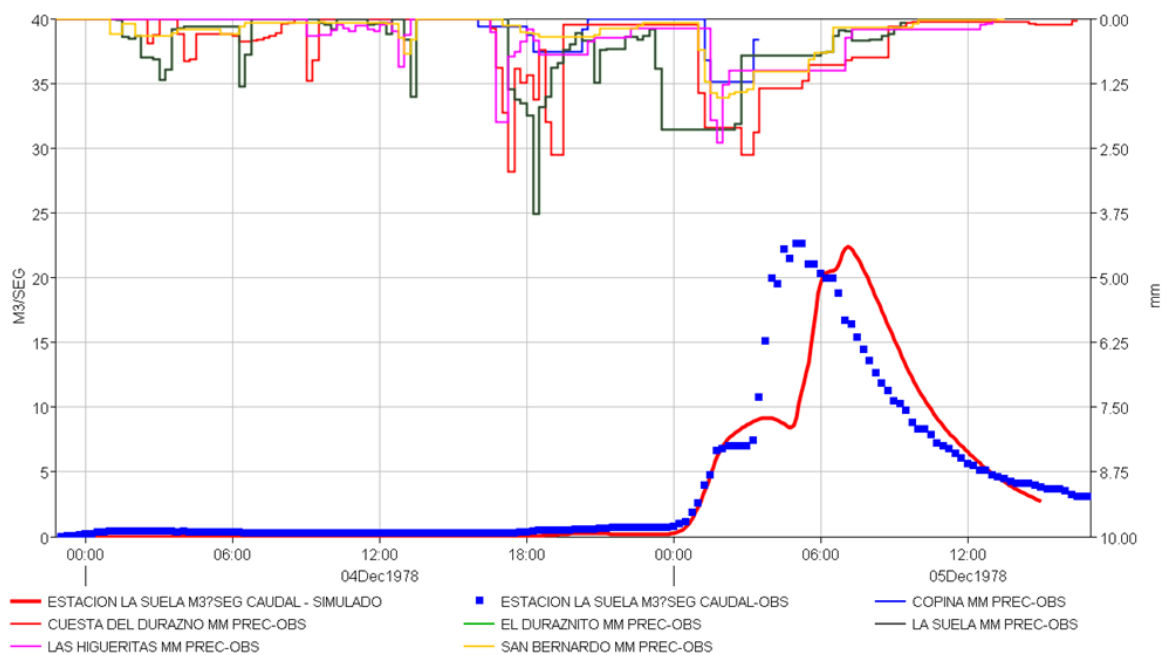


Figura 5. Hidrograma simulado para el evento del 3 de Diciembre de 1978

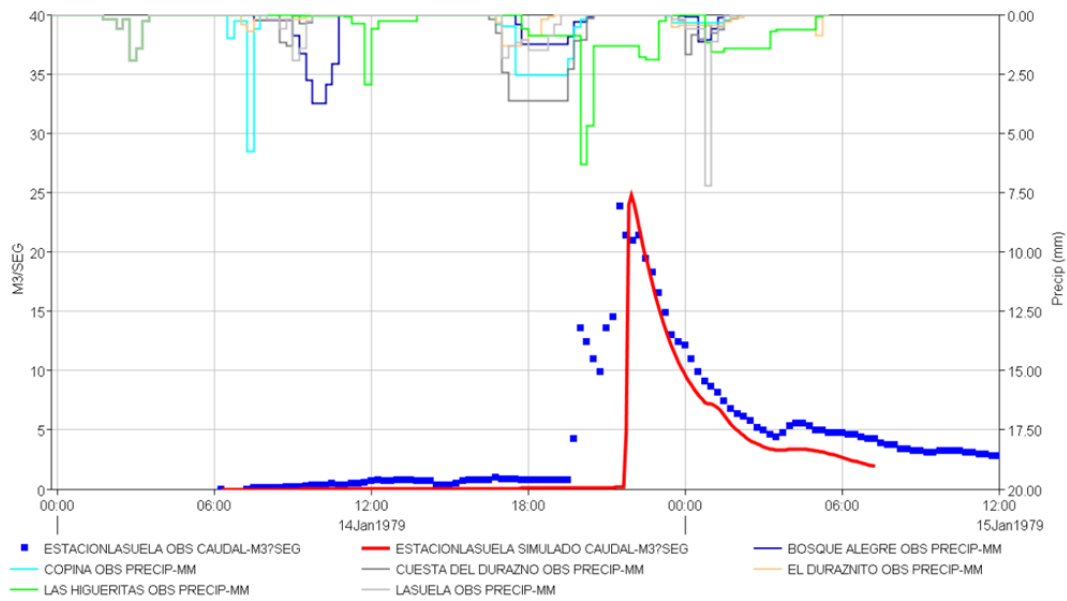


Figura 6. Hidrograma simulado para el evento del 14 de Enero de 1979

7.2. Cuenca del río Caeté

Para la modelación hidrológica de la cuenca del río Caeté utilizando el modelo TREX se seleccionaron, entre los datos pluviométricos y de caudales mencionados, los eventos indicados en la Tabla 1.

Evento número	Fecha y hora de inicio	Fecha y hora de finalización
3	01/11/2006 – 20:00	03/11/2006 – 02:00
4	06/11/2006 – 08:00	07/11/2006 – 08:00
6	11/01/2007 – 12:00	13/01/2007 – 04:00
8	28/02/2007 – 19:00	03/03/2007 – 12:00
11	16/05/2007 – 17:00	19/05/2007 – 19:00

Tabla 1. Eventos seleccionados para su simulación con TREX – cuenca del Caeté

Mediante el uso de GRASS GIS, se preprocesó la información de entrada, que incluye: modelo digital de elevación, mapa máscara, mapa de segmentos de cauces y nodos de segmentos, mapas de uso y tipo de suelo.

En las Figuras 7 a 9 se muestran los hidrogramas modelados con TREX, los caudales observados, y las modelaciones previas realizadas por Vestena [13] utilizando el modelo TOPMODEL, junto con la precipitación de entrada y una comparación entre caudales observados y simulados por TREX, para 3 de los eventos.

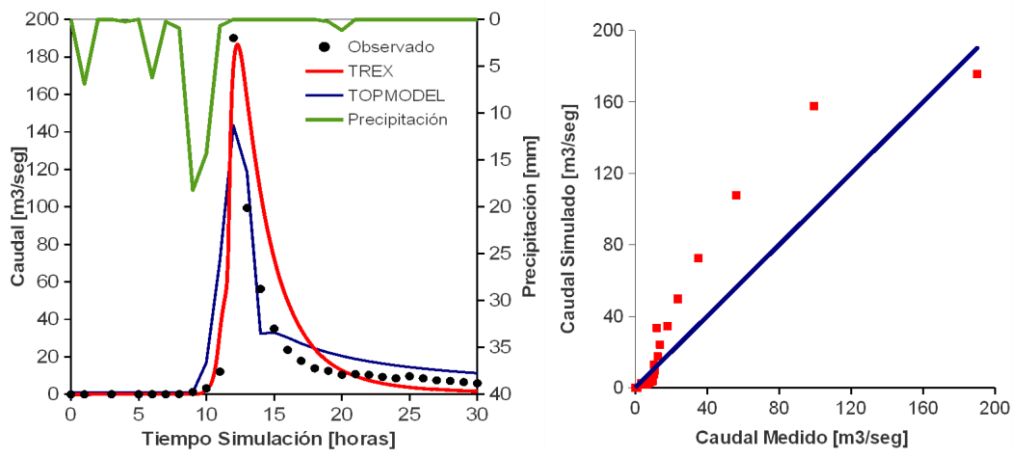


Figura 7. Precipitación, hidrogramas y correlación entre caudales medidos y modelados – evento 3

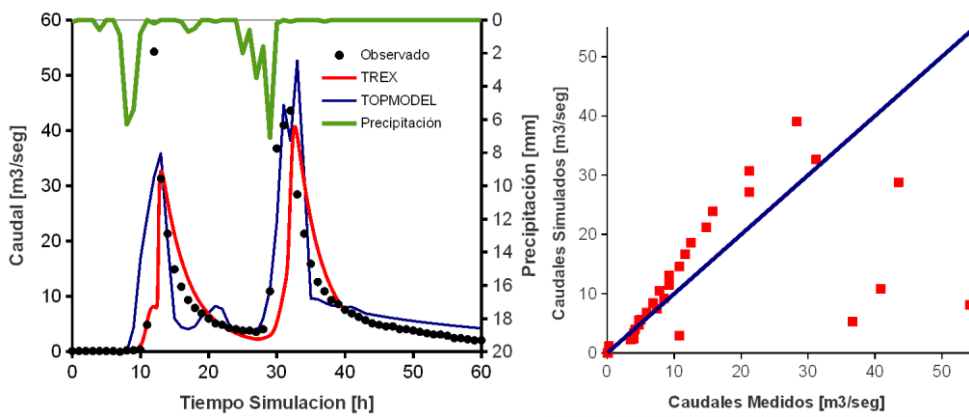


Figura 8. Precipitación, hidrogramas y correlación entre caudales medidos y modelados – evento 6

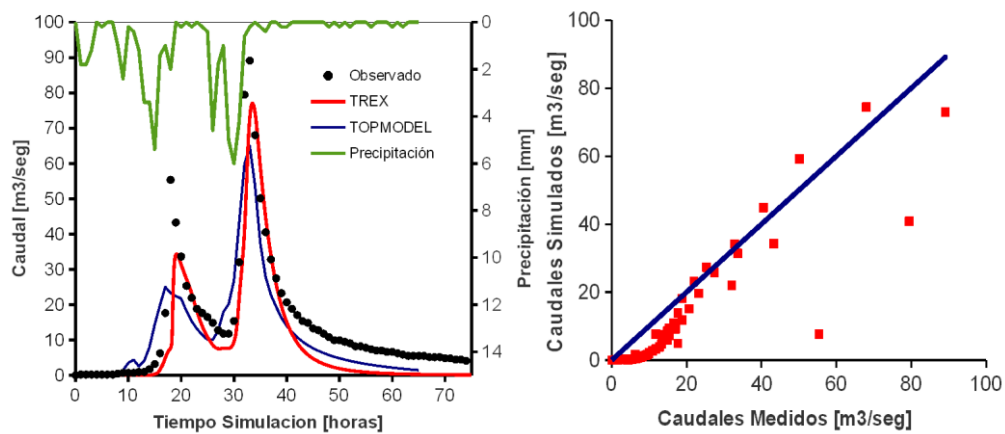


Figura 9. Precipitación, hidrogramas y correlación entre caudales medidos y modelados – evento 11

8. CONCLUSIONES

Se concluye que el modelo TREX se ha mostrado como una herramienta eficiente a la hora de predecir el comportamiento hidrológico de dos cuencas disímiles como las de La Suela y Caeté, con ajustes aceptables dentro del orden de magnitud de las incertidumbres en la ciencia hidrológica. Los parámetros calibrados (manualmente) muestran un adecuado desempeño en las modelaciones realizadas y se pueden considerar representativos.

REFERENCIAS

- [1] P. V. Singh. *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications (1996).
- [2] K. J. Beven. *Rainfall-Runoff modelling. The Primer*. John Wiley & Sons (2001).
- [3] B. E. Vieux. *Distributed hydrologic modeling using GIS, volumen 48*. Water Science and Technology Library (2004).
- [4] V. T. Chow, D. R. Maidment y L. W. Mays. *Hidrología aplicada*. McGraw-Hill Interamericana S.A. Santafé de Bogotá, Colombia (1994).
- [5] V. M. Ponce. *Engineering Hydrology. Principles and practices*. Prentice Hall (1994).
- [6] J. England, M. Velleux y P. Julien. “Two-dimensional simulations of extreme floods on a large watershed”. *Journal of Hydrology*, 347(1):229-241 (2007).
- [7] M. Velleux, J. England y P. Julien. “TREX: Spatially Distributed Model to Assess Watershed Contaminant Transport and Fate”. *Science of the Total Environment*, 404(1):113-128 (2008).
- [8] P. T. Stehli, J. F. Weber, E. Jorquera. “Implementación de un modelo hidrológico espacialmente distribuido de simulación de eventos”. *Primer Encuentro de investigadores en formación en Recursos Hídricos*. Ezeiza, Bs. As (2012).
- [9] E. Jorquera, J. F. Weber y S. M. Reyna. “Revisión del estado del arte en la modelación hidrológica distribuida e integrada”. *Primer Encuentro de investigadores en formación en Recursos Hídricos*. Ezeiza, Bs. As (2012).
- [10] M. Neteler y H. Mitasova. *Open Source GIS: A GRASS GIS Approach*, volumen 773 de *The International Series in Engineering and Computer Science*. Springer, New York, 2 edición (2008).
- [11] O. L. Barbeito y N. B. von Müller. *Estudios de erosión cuenca experimental del río de la suela –reconocimiento y mapeo de la cubierta vegetal*. Informe Técnico, CIHRSA – INA (1981).
- [12] T. Checchia. *Avaliação de perda de solo por erosão hídrica e estudo de emergia na bacia do Rio Caeté, Alfredo Wagner - SC*. Florianópolis,. 153 f. (2005)
- [13] L. R. Vestena. *Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem*. 268 f. Tese doct. – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis. (2008).
- [14] F. L. Vicili. *Mapeamento temático do uso e cobertura do solo na bacia do Caeté, município de Alfredo Wagner, SC*. 197f. Tes. Maestr. Univ. F. S.C., Florianópolis (2005).

MODELACIÓN MATEMÁTICA BIDIMENSIONAL DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE SALTO GRANDE

Cardini, Julio C.; Zabalett, Alejandro; Cardini, Cecilia M.; Mársico, Daniel y Oliver, Néstor.

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803
e-mail: cardinij@fibertel.com.ar, zabaleta@frcu.utn.edu.ar

Resumen. *El estudio se realizó con el objetivo de conocer las interacciones que se desarrollan en el embalse de Salto Grande respecto de los nutrientes aportados por fuentes externas, y en función de sus características hidrodinámicas. El embalse en época estival tiende a eutrofizarse, generándose floraciones algales intensas (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay, afectando las áreas balnearias. La modelación hidrodinámica se realizó con en el modelo MIKE-21 HD. Se implementó el módulo de eutrofización del modelo MIKE-21 ECOLAB, como ejercicio del software, dado que no se cuenta con suficiente información de campo para efectuar su implementación detallada y calibración. La información de campo surge de monitoreos que la Comisión Administradora del río Uruguay (CARU) y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTMSG) realizan para los Programas de Vigilancia (PV) y Estado Trófico (PET), y muestreos del grupo GECRU. En verano el embalse se vuelve eutrófico aumentando fuertemente la concentración de clorofila "a" en los brazos, debido a la baja circulación de agua, siendo más intenso el proceso en estiaje. Ello se corresponde con los comunicados que la CARU y la CTMSG realizan sobre floraciones algales, verificándose que el modelo representa el fenómeno.*

Palabras clave: Modelación Matemática, Eutrofización, Embalse Salto Grande.

1. INTRODUCCIÓN

El Embalse de Salto Grande es un cuerpo de agua que en época estival suele tender a eutrofizarse, generándose floraciones algales de gran intensidad (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay aguas abajo, afectando las áreas balnearias de las que depende la actividad turística.

Se presenta un Estudio sobre la calidad del agua del Embalse de Salto Grande mediante la aplicación del modelo matemático MIKE 21 Flow Model desarrollado por el DHI (Danish Hydraulic Institute), en conjunto con su módulo ECO Lab, desarrollado para describir variables químicas, biológicas ecológicas y procesos e interacciones entre variables de estado y procesos físicos de sedimentación de componentes.

El objetivo del estudio es conocer las interacciones que se desarrollan en el embalse respecto de los nutrientes que son aportados al mismo desde fuentes externas (aportes de aguas residuales domésticas y lavado de campos cultivados por escorrentía), considerando la carga de base de nutrientes en el embalse y en función de las características hidrodinámicas del mismo.

Para ello, se tuvieron en cuenta distintos antecedentes de estudios en la zona, por un lado, la aplicación de un software de modelación bidimensional hidrodinámica y de transporte de contaminantes del Embalse de Salto Grande (MIKE 21), desarrollada durante el año 2006 por el Grupo GECRU (Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay) para investigar el efecto de vertidos accidentales de hidrocarburos.

Por otro lado, se recopilaron documentos y antecedentes de estudios que aportaban datos referidos a la calidad del agua del embalse, en cuanto a las variables fisicoquímicas y biológicas, especialmente sobre la carga de nutrientes.

2. BREVE DESCRIPCIÓN DEL MODELO MATEMÁTICO APLICADO

El modelo seleccionado para estudiar la calidad del agua del Embalse de Salto Grande (ESG) corresponde al Modelo MIKE 21 Flow Model desarrollado por el DHI (Danish Hydraulic Institute) con su módulo ECO Lab, facilitado al GECRU a través de una Licencia de Estudiante.

Durante el año 2006 el Grupo GECRU aplicó al ESG el modelo hidrodinámico y de dispersión de contaminantes MIKE 21 Flow Model. El modelo 2D hidrodinámico empleado fue ajustado previamente por el Grupo GECRU en la zona de río aguas debajo de Salto Grande, ajustando sus coeficientes para representar adecuadamente las velocidades y niveles del flujo medios en el campo, y luego se lo implementó para el interior del embalse.

El módulo ECO Lab aplicado en el presente estudio se basa en el modelo hidrodinámico aplicado con anterioridad, presentándose en las figuras 1 y 2 los resultados de la modelación hidrodinámica mediante los campos de velocidades para caudales de 1500 m³/s y de 15000 m³/s.

El módulo ECO Lab contiene las descripciones matemáticas de una serie de ecuaciones diferenciales de un ecosistema incluyendo los procesos que afectan ese ecosistema. Estas descripciones matemáticas están divididas en 6 tipos de componentes: Variables de estado, Constantes, Variables Forzantes, Variables auxiliares, Procesos y Salida/resultado. El primer paso para el desarrollo de los procesos del modelo es decidir que variables de estado serán necesarias para describir cierto ecosistema. Las variables de estado representan esas variables que describen el estado del ecosistema y que se desea predecir. Se debe especificar en qué parte del ambiente acuático se encontrará la variable de estado, considerando las siguientes opciones: WC Water Colum (Columna de Agua), WS Water Surface (Superficie del Agua), WB Water Bed (Fondo del lecho), SED Sediment (Sedimento).

Se especifica un valor para la variable así como un rango en el cual es esperable encontrar dicha variable.

Posteriormente se definen las constantes, las cuales son tasas específicas de coeficientes, exponentes, concentración de máxima saturación y otras constantes universales. Las variables forzantes se utilizan como argumentos en las expresiones matemáticas de procesos, las cuales pueden variar en el tiempo y espacio, y representan variables de índole externa que tienen efectos en el ecosistema. Ejemplos típicos son la temperatura, radiación solar y el viento.

Las variables auxiliares se utilizan como argumentos en las expresiones matemáticas de procesos, pero a veces, son utilizadas para especificar resultados directamente. Los procesos describen las transformaciones que afectan el estado de las variables. De esta manera, los procesos son usados como argumentos en ecuaciones diferenciales que el modelo resuelve para determinar el estado de las variables de estado.

Estas ecuaciones diferenciales, las cuales describen la interacción entre las variables de estado y los procesos son especificadas bajo “Variables de estado”.

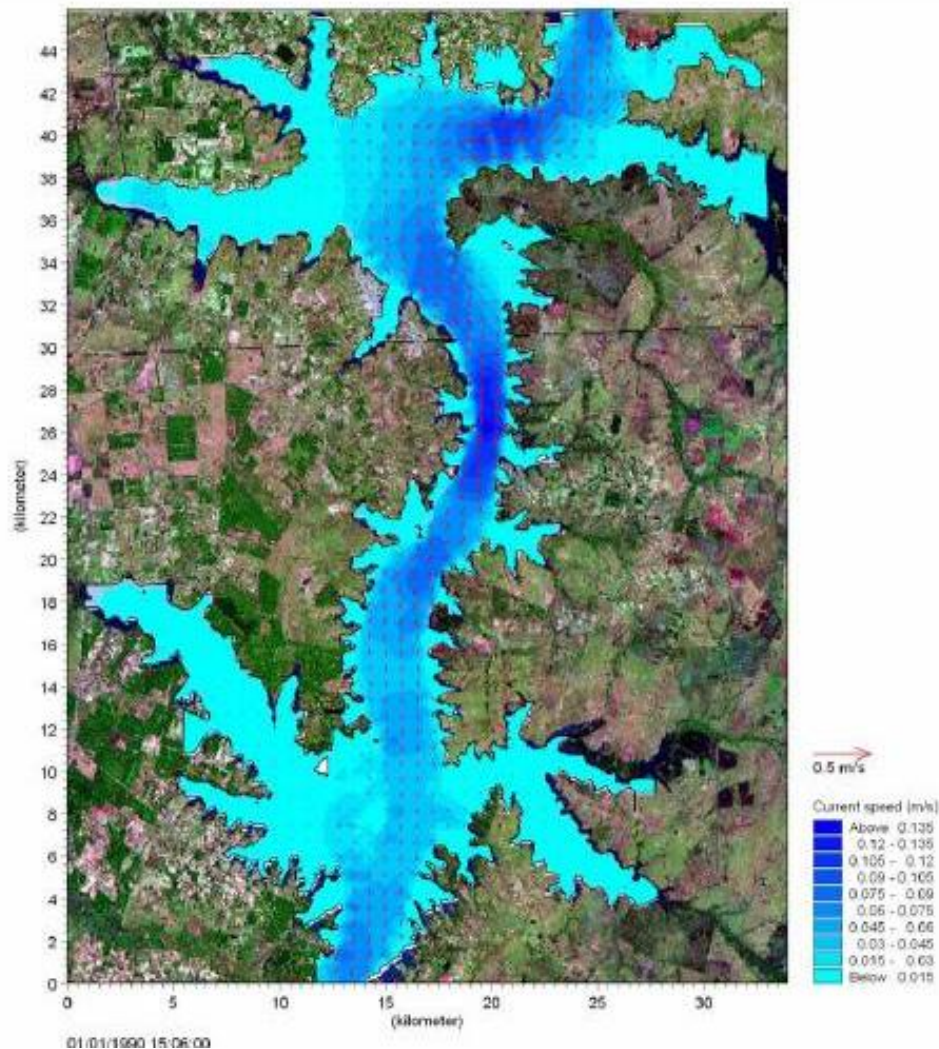
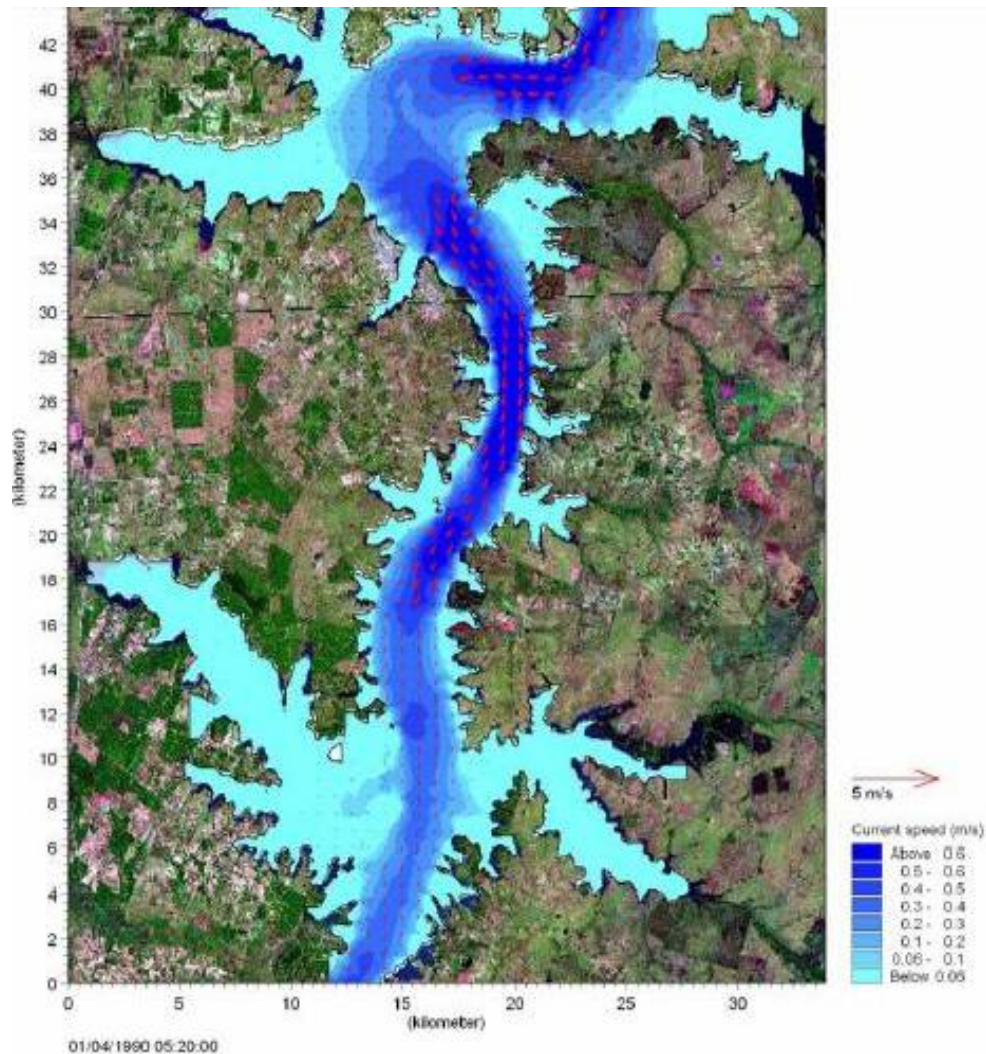


Figura 1. Campo de velocidades en el embalse de Salto Grande para caudal igual a $1500 \text{ m}^3/\text{s}$ (estiaje)Figura 2. Campo de velocidades en el embalse de Salto Grande para caudal igual a $15000 \text{ m}^3/\text{s}$ (crecida)

El programa tiene plantillas que describen las relaciones físicas, químicas y ecológicas en el ambiente, entre las cuales se encuentran las relacionadas con la Eutrofización, habiéndose empleado la primera de ellas en el estudio realizado.

- Eutrophication Model1.ecolab: Modelo Clásico de Eutrofización.
- Eutrophication Model1SedimentBenthicVegetation.ecolab: Modelo Clásico de Eutrofización que incluye vegetación béntica y la dinámica de los nutrientes en el sedimento.
- Eutrophication Model2.ecolab: Incluye variaciones diurnas de Oxígeno Disuelto (OD) y el N inorgánico que se separa en amoníaco y nitrato.

3. ESTUDIOS ANTECEDENTES Y MEDICIONES DE CAMPO

3.1 Revisión y análisis de Antecedentes

Se ha recopilado y analizado en detalle la información disponible en los antecedentes de estudios previos realizados sobre la dinámica de autorización y crecimiento algal en el embalse y aguas abajo del mismo ([1-7]).

En la Figura 3 se observa un diagrama de los factores que según la bibliografía estimulan un “Bloom” de crecimiento de algas, y los efectos en el medio, que a su vez, retroalimentan el ciclo. El embalse de Salto Grande presenta estas condiciones en algunas zonas, dado el elevado grado de eutrofización de sus aguas (enriquecimiento en fósforo y nitrógeno), por lo que se observa crecimiento de estas algas y afloramientos importantes especialmente en la temporada estival.

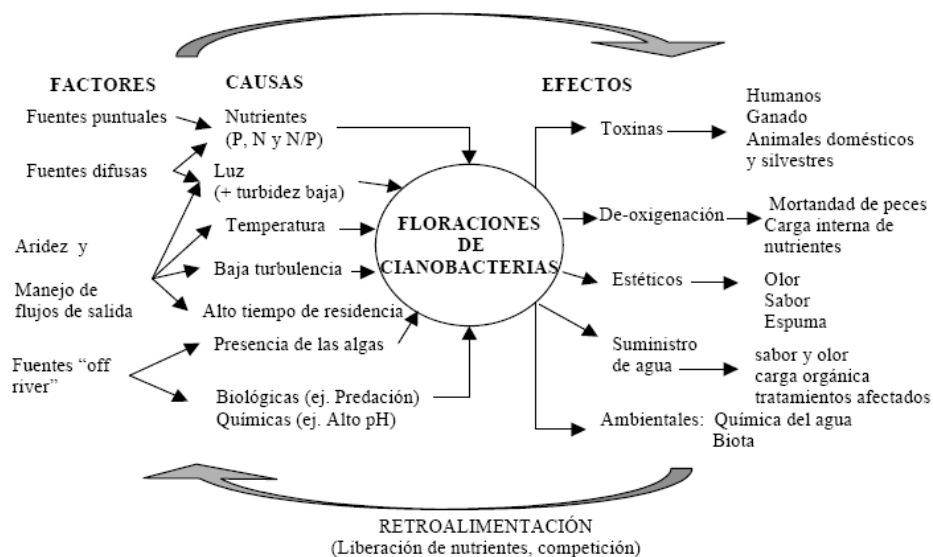


Figura 3. Diagrama simplificado de los factores que determinan las causas de las floraciones de cianobacterias y sus efectos sobre los sistemas acuáticos, su biota y sus potenciales usos.

La presencia de algas en el agua origina problemas de varios tipos:

- El incremento en la biomasa además de ocasionar problemas estéticos como la presencia de espumas y olores desagradables, también altera el sabor del agua.
- El proceso de descomposición de los florecimientos acuáticos causa desoxigenación alterando la química del agua, cambios que influyen en la supervivencia de los animales acuáticos y en el ecosistema, con efectos negativos:
 - en aguas para usos recreativos,
 - en las operaciones de captación y potabilización de agua para consumo,
 - presencia de metabolitos indeseables que causan problemas de: olores y

sabores en el agua (olor a tierra), toxinas que pueden afectar al hígado (hepatotoxinas) o al sistema nervioso (neurotoxinas).

En las distintas escalas temporales estudiadas en los antecedentes, fueron identificadas diferentes funciones de fuerza relacionadas con los aportes hidrológicos y sus consecuencias en la concentración de fósforo total (PT) y biomasa fitoplanctónica. En los ciclos interanuales resultan de gran relevancia los efectos del Niño y la Niña, en la magnitud e intensidad de los aportes hidrológicos al embalse Salto Grande. La alta carga de PT al sistema originada por erosión y escorrentía superficial indica la gran vulnerabilidad de los recursos acuáticos de la cuenca del río Uruguay. En los ciclos anuales, los grandes aportes durante otoño, invierno y primavera reducen el tiempo de residencia e impiden el desarrollo del fitoplancton. En verano, los menores aportes y el aumento del tiempo de residencia favorecen el rápido crecimiento de las poblaciones de microalgas. Es en este período más crítico, que debemos esperar los mayores problemas de disponibilidad y calidad de agua.

En una escala de tiempo restringida al ciclo estival, se identificó al manejo de la cota del embalse como una de las variables clave en el control de la biomasa fitoplanctónica.

3.2 Muestreos realizados por el GECRU y análisis conjunto de resultados

En función de las incertidumbres que se plantearon al momento de definir las concentraciones de nutrientes en el embalse, así como las cargas de aportes provenientes de fuentes puntuales por actividades antrópicas tanto directas al embalse o bien a través de los afluentes del mismo, se puso en evidencia la necesidad de realizar un plan de muestreo, el cual fue llevado a cabo en Septiembre de 2010 con el objetivo de obtener datos reales que permitieran ajustar las concentraciones de nutrientes, oxígeno disuelto, DBO, entre otros en el modelo, considerando los dos tipos de datos requeridos: Concentración inicial en el embalse y Aportes puntuales desde las fuentes.

De este modo, resultó necesario el monitoreo de los afluentes, entendiendo que los mismos reciben cargas de fósforo y nitrógeno provenientes de los campos cultivados por escorrentía, y finalmente desembocan en el embalse. Se definió una serie de puntos de medición divididos en dos grupos principales:

- SG (Salto Grande): Se denominan de este modo a aquellos puntos de monitoreo que determinarían la calidad de agua en el embalse, los cuales se ubican en sitios fácilmente accesibles a través de rutas y caminos principales o consolidados.
- AF (Afluentes): Se determinan de este modo a aquellos puntos de monitoreo que determinarían las cargas aportadas al embalse, los cuales se ubican en sitios accesibles a distintos afluentes del mismo.

Asimismo, dentro de la clasificación anterior se muestrearon puntos tanto sobre la margen argentina como la margen uruguaya del embalse, los cuales se han diferenciado de la siguiente forma:

- SG-AR: Salto Grande (margen argentina)
- SG-UR: Salto Grande (margen uruguaya)
- AF-AR: Afluentes (margen argentina)

- AF-UR: Afluentes (margen uruguay)

La ubicación de las muestras se ilustra en la figura siguiente:

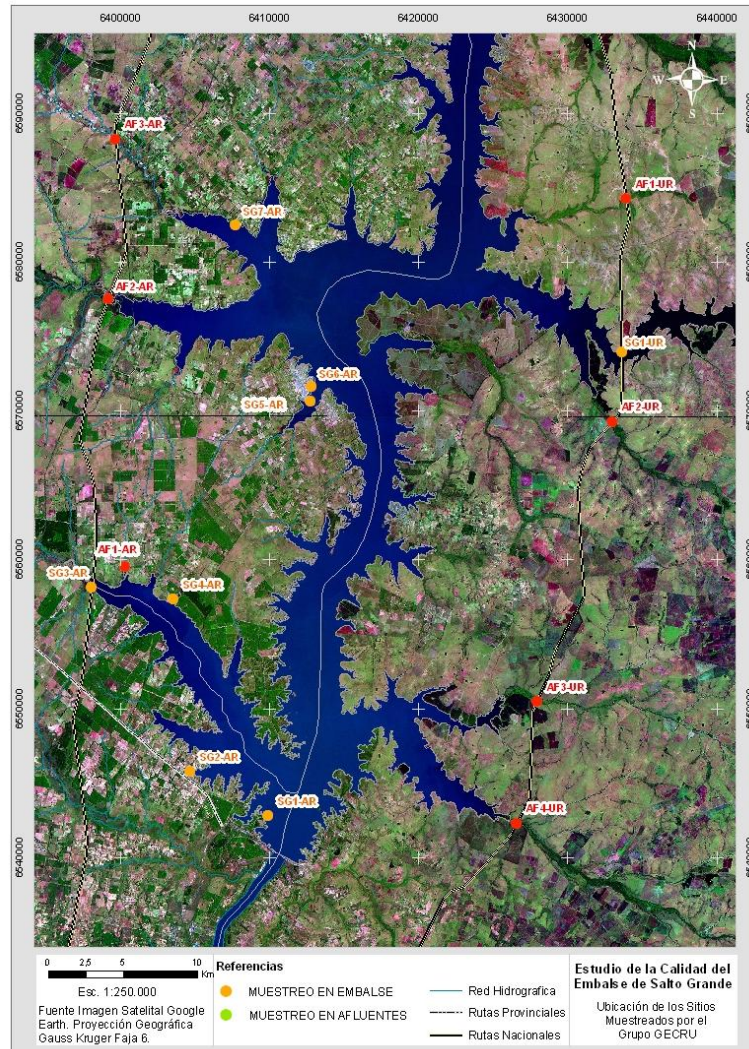


Figura 4. Ubicación de los sitios muestreados por el Grupo GECRU. Septiembre de 2010.

Los siguientes parámetros fueron analizados: pH, OD, DBO₅, Nitrato, Amonio, Nitrógeno T, Fosfato, Fósforo Inorgánico. En la Tabla 1 se presentan los resultados obtenidos en aquellas muestras correspondientes a la zona del embalse y en la Tabla 2 se presentan los resultados obtenidos de aquellas muestras correspondientes a los afluentes del mismo.

A los fines de caracterizar la calidad del agua del embalse y sus afluentes, complementariamente a los resultados de los muestreos realizados por el Grupo GECRU se han considerado los muestreos que la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU) junto con la Comisión Técnico Mixta de Salto Grande (CTMSG) desarrolla en la zona, en los puntos indicados en la Figura 4. Los mismos se realizan en el marco de los

programas “Programa de Vigilancia” (CARU) y “Programa de Generación de Información que aporte al estudio del estado trófico del Embalse Salto Grande” (CTMSG).

Parámetro	SG1-AR Salto Grande	SG2-AR Salto Grande	SG3-AR A° Guale- guaycito	SG4-AR Cruce Embalse	SG5-AR Pte a Vieja Federación	SG6-AR Puerto Federación	SG7-AR Balneario Chajarí	SG1-UR Río Arapey
Temperatura	18,20	19,80	19,30	20,40	19,20	20,10	19,80	14,60
pH	7,80	8,10	7,40	7,70	7,40	7,40	7,40	7,10
OD	9,20	10,60	7,00	8,70	8,80	8,00	8,60	8,10
DBO5	1,20	2,10	0,40	3,70	1,90	1,40	1,00	1,40
Nitrato	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Amonio	0,15	ND	ND	ND	ND	ND	0,10	0,10
Nitrógeno T	0,20	ND	ND	ND	ND	ND	0,20	ND
Fosfato	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fósforo Inorgánico	0,07	ND	0,05	ND	0,06	ND	ND	0,08

Tabla 1. Resultados de las muestras correspondientes al embalse (concentraciones en mg/l, Temperatura en °C y pH en Unidades de pH).

Parámetro	Límite de detec- ción	AF1-AR A° Sin Nombre	AF2-AR A° Mandisoví Grande	AF3-AR A° Mandisoví Chico	AF1-UR A° Boycua	AF2-UR A° Palomas	AF3-UR A° Itapebí Chico	AF4-UR A° Itapebí Grande
Temperatura	-	22,10	18,50	18,20	12,20	14,60	14,70	15,60
pH	-	7,40	7,40	7,50	7,00	7,30	7,50	7,70
OD	-	7,60	6,70	6,10	6,20	7,60	7,60	8,30
DBO5	-	7,40	4,10	2,40	1,40	1,60	0,70	1,40
Nitrato	1,00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Amonio	0,05	0,05	0,05	0,10	0,50	0,05	0,05	0,05
Nitrógeno T	0,10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fosfato	0,10	ND	ND	ND	0,20	ND	ND	ND
Fósforo Inorgánico	0,01	0,05	0,05	0,10	0,05	ND	ND	0,05

Tabla 2. Resultados de las muestras correspondientes a los afluentes del embalse (concentraciones en mg/l, Temperatura en °C y pH en Unidades de pH)

ND: Valores que indican resultados por debajo del límite de detección.

El Programa de Vigilancia tiene como objetivo mantener informada a la población ribereña sobre el estado de situación de la proliferación de floraciones algales en las zonas balnearias del Embalse de Salto Grande, para lo cual realiza un muestreo semanal/quincenal de calidad de agua durante el período estival (enero – abril).

Por otro lado, el Programa de Estado Trófico comprende una serie de tareas cuyo objetivo es el de contar información para evaluar el estado de los nutrientes en el Embalse, para ello se llevan a cabo campañas semanales/quincenales de muestreo donde se recopila información hidrológica, meteorológica, y de calidad del agua.

En la Tabla 3 se comparan los promedios generales que representan la calidad del agua en el embalse en época estival y la calidad del agua de los aportes al mismo, ya sea desde

aguas arriba como desde los cursos afluentes a éste.

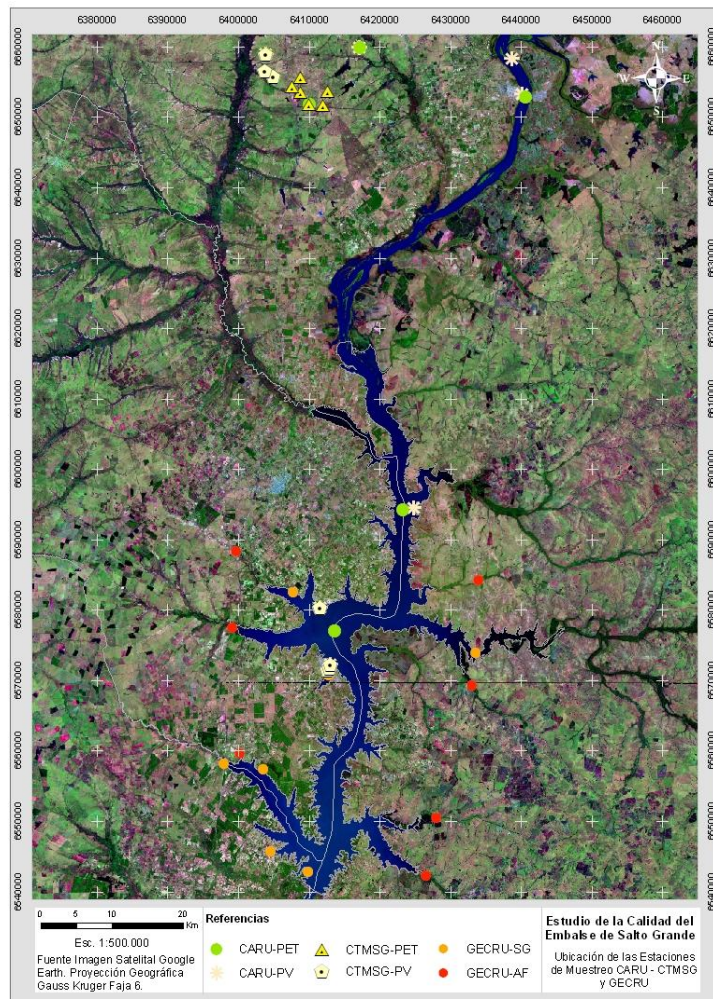


Figura 4. Ubicación de las estaciones de muestreo de la CARU – CTMSG y el Grupo GECRU.

Nota: Nomenclatura

CTMSG-PET: Sitios de muestreo CTMSG en el marco del “Programa Estado Tráfico”.

CTMSG-PV: Sitios de muestreo CTMSG en el marco del “Programa Vigilancia”.

CARU-PET: Sitios de muestreo de la CARU en el marco del “Programa Estado Tráfico”.

CARU-PV: Sitios de muestreo de la CARU en el marco del “Programa Vigilancia”.

GECRU-SG: Sitios de muestro del GECRU (UTN-FRCU) en el Embalse Salto Grande

GECRU-AF: Sitios de muestreo del GECRU en Afluentes del Embalse Salto Grande

Sitio	Temp. Sup °C	OD mg/l	DBO mg/l	pH	Clorof. "a" mg/m ³	P Total mg/l	P Inor- gánico mg/l	Fos- fato mg/l	N Total mg/l	N Amoniacal mg/l	Nitrito mg/l	Nitrato mg/l
Promedio Aguas Arriba/Afluentes	20,79	7,38	2,33	7,18	8,56	0,09	0,17	0,05	0,32	0,10	0,01	0,89

Promedio Embalse	21,81	8,17	1,64	7,42	9,60	0,06	0,04	0,10	0,27	0,08	0,01	0,90
------------------	-------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Tabla 3. Comparación calidad del agua en el embalse y calidad de los aportes al mismo.

No se aprecian diferencias significativas entre las concentraciones halladas en los ingresos al embalse y el embalse en sí mismo, únicamente se observan algunas diferencias en cuanto a mayores concentraciones ingresantes de fósforo total, fósforo inorgánico y nitrógeno total y amoniacal que las medidas en el embalse. En la Figura 5 se ilustran los datos correspondientes a clorofila “a”.

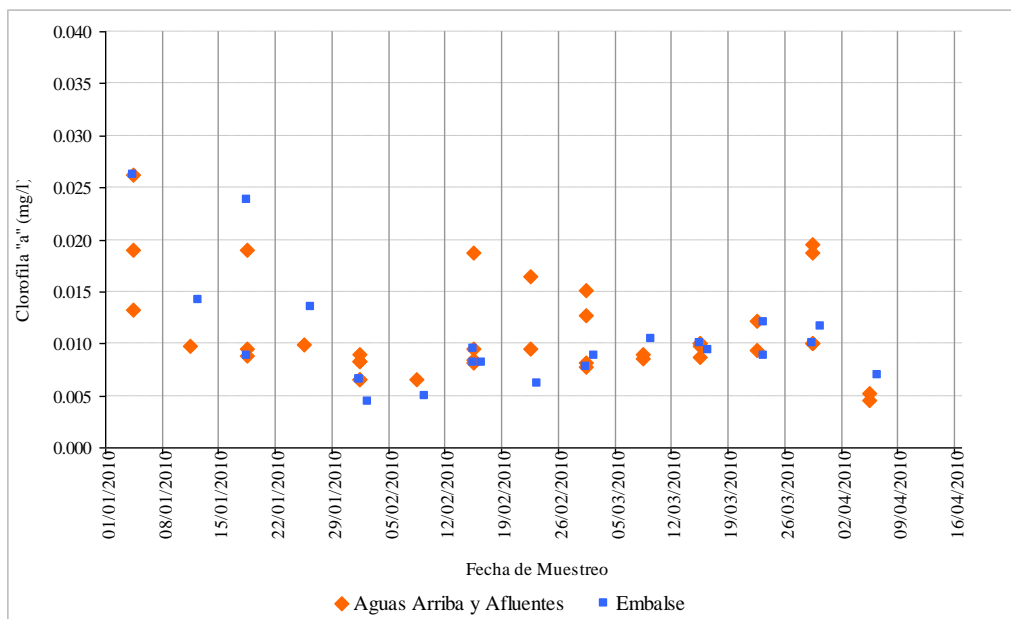


Figura 5. Concentración de Clorofila “a” en el período de medición enero – abril de 2010 (Fuente: CARU-CTMSG)

4. APLICACIÓN DEL MODELO DE EUTROFIZACIÓN

El modelo de Eutrofización 1 (Clásico) del ECO Lab se implementó en el embalse de Salto Grande, en base a una plantilla en la cual se introdujeron los datos provenientes de fuentes bibliográficas los cuales han sido citados anteriormente y serán resumidos en este punto.

Se ha definido una fuente de aporte de nutrientes ubicada en la Ciudad de Federación sobre la margen argentina del embalse que coincidiría con un efluente de agua residual doméstica de la mencionada ciudad. Las cargas han sido estimadas en base a bibliografía sobre cargas típicas en efluentes cloacales.

De esta forma, se presentan los resultados obtenidos para el balance de nutrientes en el embalse considerando una descarga estimada en un punto de la batimetría y se observa el campo de influencia que la misma tendría en su entorno.

Cabe destacar que se ha implementado el modelo de eutrofización en forma preliminar,

como ejercicio de manejo del software y sus variables, considerando que actualmente no se cuenta con la información de campo necesaria y suficiente para la implementación detallada y calibración de un modelo de calidad del Embalse de Salto Grande.

Se ha realizado una campaña de muestreo para obtener datos reales y valederos de la totalidad de los parámetros que se requieren para implementar un modelo de Eutrofización del embalse, pero los esfuerzos en tal sentido deberían ser más sistemáticos y abarcativos. La información relevada por la CTMSG resulta de gran interés y utilidad, pero no está enfocada en generar información para una modelación matemática sino más bien para realizar un seguimiento del estado de situación en algunos sitios dentro del embalse.

La implementación del Módulo de Eutrofización se realizó con un paso de tiempo Hidrodinámico y del módulo de Advección Dispersión y Ecolab de 30 segundos, necesario para brindar estabilidad al proceso. Ello redundó en un tiempo de ejecución de 4 horas por cada día de simulación (más de 2 días y medio de duración para corridas de 16 días de evolución del sistema), en una PC con procesador Intel® Core™ 2 Quad, 2,33 GHz, 2,96 GB de RAM, bajo Windows XP Service Pack 3. Debido a los largos tiempos de proceso, se concluye que será necesario utilizar para aplicaciones futuras un hardware de mayor capacidad (con procesador Intel I7 o similar), software de 64 Bits y/o reducir el número de elementos de la grilla que fue adoptado para estas simulaciones en 680 x 920 elementos con 50 m de espaciamiento.

La siguiente tabla indica las condiciones de descarga asumidas para las simulaciones efectuadas en época estival. Para la descarga cloacal de Federación se adoptaron en muchos casos valores idénticos a los del cuerpo de agua, a los efectos de no modificar los mismos y ante la dificultad de establecer valores más precisos. Se especificaron en cambio las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en sus diversas componentes, estimadas para la descarga cloacal.

La concentración de clorofila “a” en el embalse y aportes desde aguas arriba fue especificada en el orden de 10 mg/m³ tal como se desprende de las mediciones efectuadas. Los demás valores fueron estimados considerando las diferentes fuentes de datos disponibles.

Variable	Concentración Inicial (mg/l)	Concentración Fuente Federación (mg/l)	Concentración ingreso borde superior río Uruguay (mg/l)
Fitoplancton C	0,1	0,1	0,1
Fitoplancton N	0,014	0,014	0,014
Fitoplancton P	0.002	0.002	0.002
Clorofila a	0.01	0.01	0.01
Zooplancton C	0.003	0.003	0.003
C Detritos	0.5	0.5	0.5
N Detritos	0,08	10	0,08
P Detritos	0,01	3.0	0,01
Amonio Total	0,1	0,1	0,1
Nitrato	0,5	10	0,5
Fósforo Inorg.	0,05	7	0,05
Oxig. Disuelto	7	6	7

Tabla 4 Concentración de las variables en la fuente y su concentración de base en el embalse.

Nota: C = Carbono, P = Fósforo, N = Nitrógeno

La Plantilla de Eutrofización considera 89 constantes de reacción de distinto tipo, y para las cuales se mantuvieron los valores por defecto propuestos por la misma. La simulación se realizó especificando una tasa nula de deposición de Nitrógeno en el fondo.

La Figura 6 muestra la evolución de la concentración del Fósforo Total luego de un período de poco más dos semanas en condiciones de estiaje con altas temperaturas (época estival). El incremento del Fósforo en los brazos del embalse hace que el mismo no sea limitante del crecimiento algal. En las Figuras 7 y 8 se ilustran los niveles de Clorofila “a” en el embalse luego de unas dos semanas en verano, para condiciones de aguas bajas y altas (estiaje y crecida). Los altos niveles obtenidos son indicadores de una condición fuertemente Eutrófica, que es más intensa para aguas bajas debido a que el tiempo de retención aumenta.

En cambio, la Figura 9 ilustra el resultado para época invernal, cuando aún en estiaje no se produce crecimiento algal.

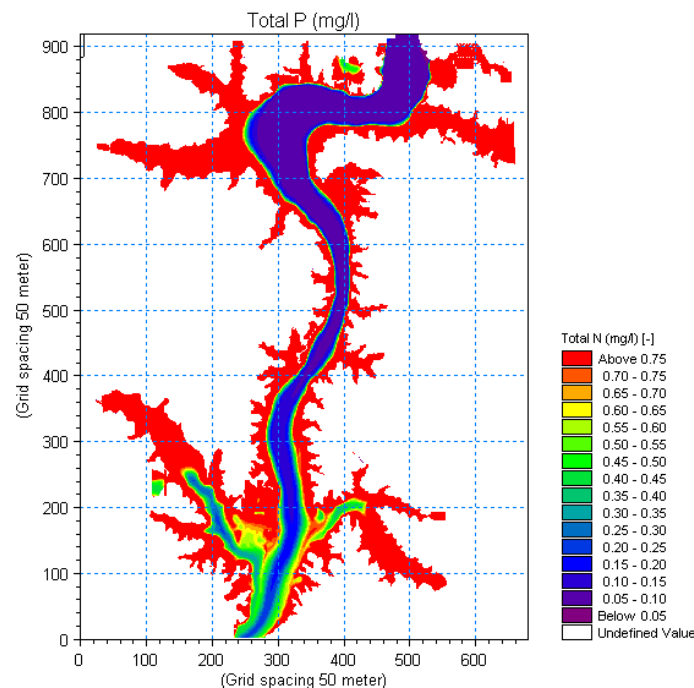


Figura 6. Concentraciones de Fósforo Total en el Embalse de Salto Grande luego de 16 días de verano considerando un caudal de estiaje de $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$.

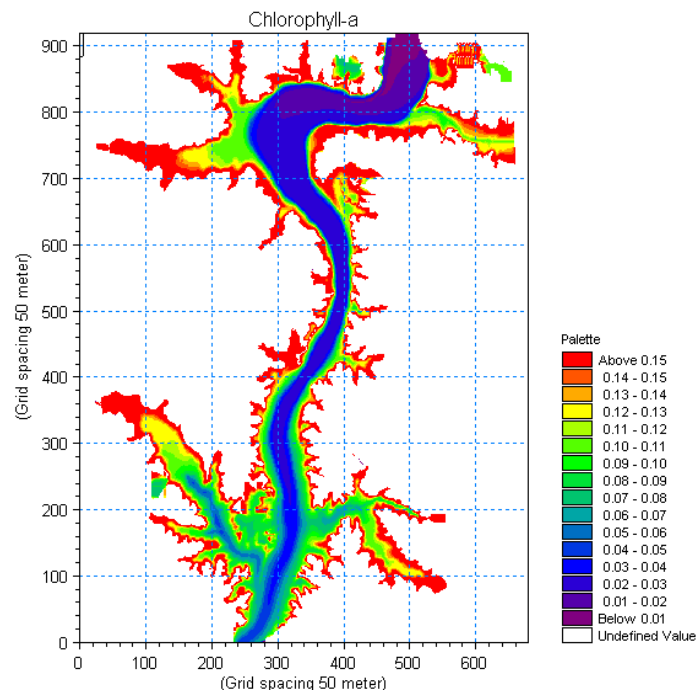


Figura 7. Concentraciones de Clorofila a en el Embalse de Salto Grande luego de 16 días de verano considerando un caudal de estiaje de $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$.

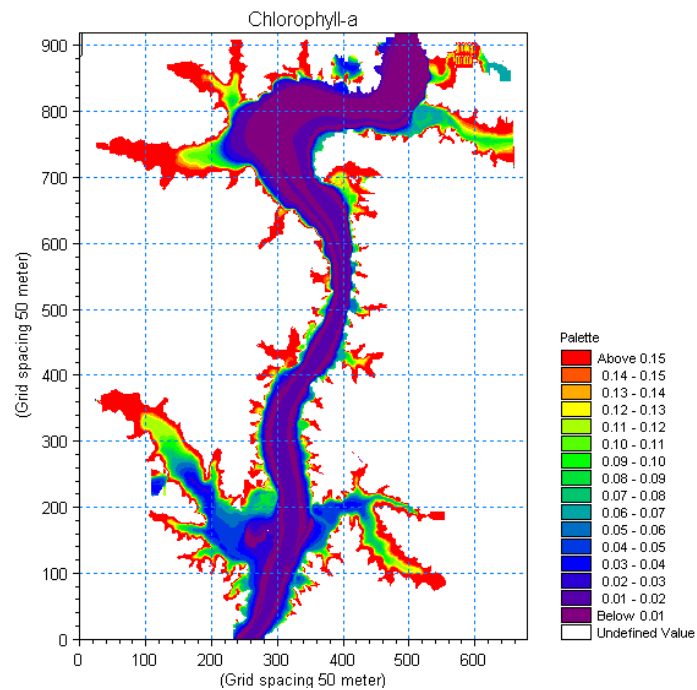


Figura 8. Concentraciones de Clorofila a en el Embalse de Salto Grande luego de 12 días de verano considerando un caudal de crecida de $15.000 \text{ m}^3/\text{s}$.

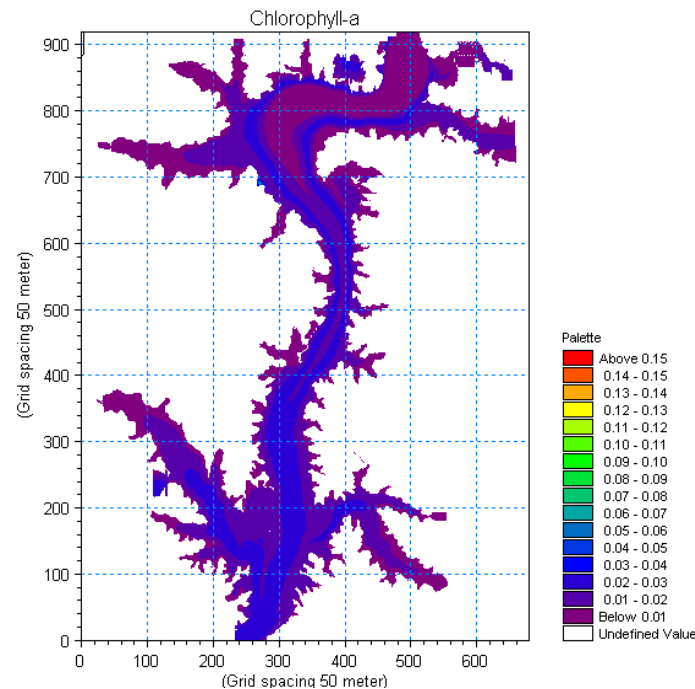


Figura 9. Concentraciones de Clorofila a en el Embalse de Salto Grande luego de 16 días de invierno considerando un caudal de estiaje de $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$.

5. CONCLUSIONES

En verano y para ambas condiciones hídricas simuladas según los resultados del modelo el embalse se vuelve eutrófico aumentando fuertemente la concentración de clorofila “a” en los brazos, debido a la baja circulación de agua (tal como ocurre según las mediciones disponibles), siendo más intenso el proceso en caso de estiaje. En invierno en cambio, a pesar de que el aporte de nutrientes considerado se mantuvo, únicamente se redujo la concentración de Clorofila “a”, por lo que el proceso de eutrofización no se produce.

Lo verificado en período de verano se corresponde con los comunicados que la CARU efectúa en el marco del Programa que la CARU y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande realizan conjuntamente sobre el Seguimiento de Floraciones Algales en el río Uruguay en el Embalse de Salto Grande. En los comunicados de Marzo (semana del 7 al 11) y de Abril (semana del 04 al 08) se informan los resultados de las campañas de control realizadas en diferentes playas / localidades según los índices que arrojan los resultados de dichos muestreos. Los resultados de los informes mencionados evidencian que las estaciones Canal entre Monte Caseros y Bella Unión, Federación Canal, Belén Canal y Represa Centro, que se encuentran más centradas en el embalse (dónde se presenta una mayor profundidad y una permanencia del agua menor), poseen índices que las califican aptas para baños sin restricciones sanitarias. Por otro lado, en estos informes se indica que las estaciones Federación Playa Grande y Federación Playa Baly presentan índices que las califican como tomar las precauciones correspondientes. Finalmente, aquellas Playas /

Localidades con índices tales que se recomienda no bañarse son Gualeguaycito, Cañada del Viejo Águila, Las Palmeras, Las Perdices, Los Médicos e Itapebi en la costa uruguaya. Todas estas estaciones dónde se realizan campañas de control y que presentan índices tales que representan un riesgo sanitario se encuentran sobre las costas, en balnearios que presentan poca profundidad y mayor tiempo de permanencia del agua, factores que junto con la carga de nutrientes que presenta el embalse y temperaturas elevadas fomentan la proliferación de algas. En la Figura 10 se ha realizado una superposición del resultado de la modelación de concentración de Clorofila a en el Embalse de Salto Grande luego de 12 días de verano considerando un caudal de crecida de $15.000 \text{ m}^3/\text{s}$, con los resultados antes mencionados de las campañas que desarrolla la CARU con la CTMSG para monitoreo.

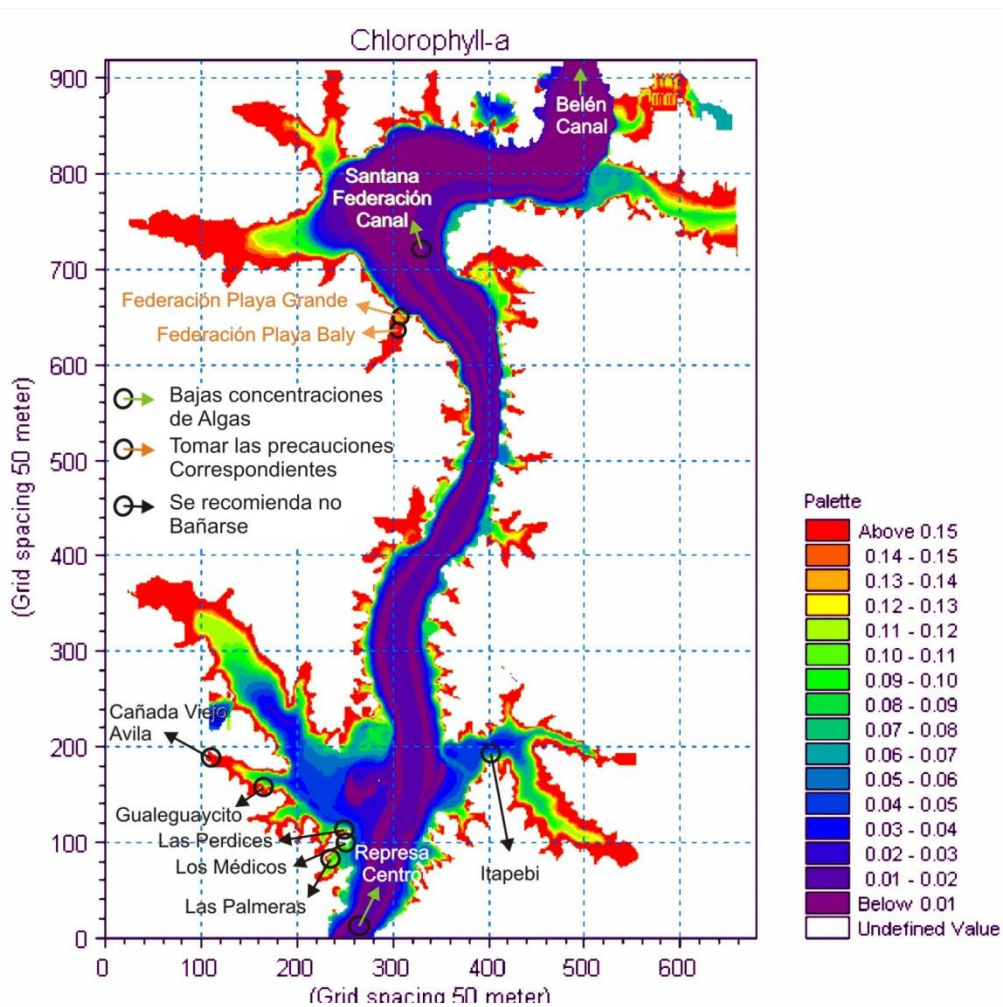


Figura 10. Superposición de resultado de la modelación de concentración de Clorofila a en el Embalse de Salto Grande luego de 12 días de verano considerando un caudal de crecida de $15.000 \text{ m}^3/\text{s}$ con resultados de campañas de la CARU de monitoreo de floraciones algales.

Se ha indicado en forma diferente las estaciones que presentan bajas concentraciones de

algas, las que requieren tomar precauciones y las que presentan un riesgo sanitario para bañarse, por lo que se recomienda no hacerlo. La comparación muestra que el resultado del modelo se corresponde adecuadamente con los comunicados del programa que la CARU y la CTMSG realizan sobre el seguimiento de floraciones algales, verificándose que el modelo representa al menos cualitativamente el fenómeno.

6. RECOMENDACIONES

Durante el año 2013, se han realizado mediciones en el embalse de Salto Grande con un Fluorómetro adquirido por el GECRU para estudios algales, corroborando preliminarmente los resultados obtenidos mediante el modelo matemático. Como próximo paso se recomienda ampliar la modelación matemática abarcando el río Uruguay aguas abajo del embalse, y realizar en forma más sistemática el monitoreo de las diferentes zonas dentro del embalse y aguas abajo, principalmente durante eventos de floración algal, a los efectos de la calibración de la modelación.

7. BIBLIOGRAFIA

- [1] Cayetano Arteaga M. C., Raviol F. H., Montti M. I. y Chaulet M. R., “Articulación vertical y horizontal: presencia de algas verdeazuladas en el lago de Salto Grande y Río Uruguay”. Facultad de Ciencias de la Alimentación, Universidad Nacional de Entre Ríos. Argentina.
- [2] Chalar G., “Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay)” Sec. Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- [3] Chalar G., De León L., Brugnoli E., Clemente J. y Paradiso M. “Antecedentes y nuevos aportes al Conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande”. (2002)
- [4] Comisión Técnica Mixta de Salto Grande – Departamento de Ecología y Medio Ambiente. “Estudios sobre la calidad de agua en el Embalse de Salto Grande” Seminario de Calidad de Aguas y Control de la Contaminación del Río Uruguay. Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU). Colón, Entre Ríos. Argentina. (1993)
- [5] De León L. y Chalar, G., “Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial”. Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- [6] Janiot L. y Molina D., “Características Físicoquímicas del Río Uruguay en su Curso Inferior” (Tramo de competencia de la Comisión Administradora del Río Uruguay). III Seminario de Calidad de Aguas y Control de la Contaminación del Río Uruguay. Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU). Colón, Entre Ríos. Argentina. (2001)
- [7] Paradiso M. y Chalar G., “Influencia de las condiciones ambientales de la Represa de Salto Grande Aguas Abajo”. Resultados Preliminares.

RIESGOS QUE PRESENTAN LOS METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE CURSOS DE AGUAS

Naser^{1,2}, María del C.; Speltini¹, Cristina y Fidalgo², María M.

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 - CONICET
mfidalgo@itba.edu.ar

Resumen. *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. Para proceder al saneamiento de la zona de influencia del arroyo y al tratamiento o la recuperación de los metales pesados alojados en los sedimentos es necesario conocer las características físicas y químicas de los mismos. Los denominados metales pesados en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la vida. Este trabajo pretende contribuir a la caracterización de los sedimentos contaminados por metales pesados. Se realizó el fraccionamiento químico secuencial, 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 unidos a la fase orgánica y a iones sulfuros que impide la movilización.*

Palabras clave: Especiación química, metales pesados, biodisponibilidad, remediación.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del medio ambiente por metales pesados en los últimos años, ha provocado gran preocupación, debido principalmente al riesgo que pueden ocasionar a la flora y fauna e incluso al ser humano a través de la cadena trófica. Numerosos investigadores de países americanos y europeos (México, Venezuela, Perú, Colombia, España) coinciden en que más del 90 % de la presencia de metales pesados de una corriente fluvial se halla a las partículas en suspensión del agua y en los sedimentos tal como describen trabajos de Perú, estudios en la cuenca de Llobregat, en Barcelona y del Departamento de Biología de Cumaná en Venezuela; por citar algunos ejemplos [1] [2] [3] [4] [5].

Los arroyos aunque estén entubados son sistemas cambiantes a lo largo del tiempo y de su curso; además la actividad humana incide en el funcionamiento de los mismos y, en muchos casos, llega a determinarlo. La adición de residuos a estos sistemas influye en su calidad e incluso puede causar graves problemas de contaminación, y según sea la capacidad de sorción de los sedimentos del fondo del cauce, estos sumideros pueden llegar a convertirse en fuentes de contaminación. Por este motivo, el conocimiento de la dinámica de contaminantes resulta uno de los aspectos cruciales para elaborar estrategias sustentables y efectivas de control.

Debido a que los sedimentos son parte de cualquier ambiente acuático, se les puede considerar como un medio disponible para evaluar e identificar fuentes de contaminación por metales pesados; los sedimentos no solo nos dan una perspectiva acerca del grado de contaminación por medio de entradas naturales, sino también son capaces de dar información acerca de la influencia que ejerce la contaminación inducida por las actividades del ser humano. Por desgracia los metales pesados no son siempre retenidos en los sedimentos, gracias a la influencia de los cambios en algunas propiedades químicas del agua que pueden causar que los contaminantes metálicos sean capaces de movilizarse hacia la fase líquida, convirtiéndose en fuentes potenciales de contaminación metálica bajo ciertas condiciones [6].

Estudios recientes sobre la calidad de las aguas del arroyo Sarandí indican un alto grado de antropogenización. Los niveles medidos de DBO superan los recomendados para el uso del agua para uso recreativo establecidos por Res. 42/2006 (DBO < 10 mg/L). En tanto los valores de concentración de sulfuros atentan sobre la conservación de la vida acuática y brindan un olor desagradable, el máximo valor encontrado ha sido de 44 mg/L, en el punto de muestreo donde el arroyo deja de estar entubado, superando ampliamente los valores establecidos por la Res 42/2006, tanto para uso recreativo como para agua potable. En cuanto a la concentración de fenoles, todas las muestras analizadas superan ampliamente el valor de 0,001 mg/L, que es el nivel guía recomendados por Decreto 831 de protección de la vida acuática. La presencia de estos compuestos confiere sabor y olor desagradable a las aguas del arroyo [7].

La mayor parte de los metales pesados presentes en sistemas acuáticos están unidos a partículas del material en suspensión y a los sedimentos del fondo de los cauces. El tipo de unión de los metales pesados a componentes sólidos es un factor decisivo en su potencial movilidad y biodisponibilidad. Determinados cambios en el ambiente geoquímico de los sedimentos producidos naturalmente o por acciones antrópicas, pueden favorecer la movilidad de los metales sorbidos, produciendo efectos adversos sobre los organismos.

Entre los antecedentes, proporcionados por Franja Costera Sur en el año 1992, se encuentran monitoreos de la calidad de las aguas vertidas al Río de la Plata que revelan niveles de contaminación elevados en la descarga del arroyo Sarandí. Según este informe se indica que el Río de la Plata interior recibe principalmente el aporte de efluentes industriales y cloacales originados en el Área Metropolitana de Buenos Aires, así como los aportes de contaminantes y sedimentos de los Ríos Paraná y Uruguay, encontrándose comprometida la calidad del agua de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena), generalmente hasta los 4 km de la línea de costa. Informa además que en lo que respecta a la contaminación de la Franja Costera del Río de la Plata por residuos peligrosos, es importante considerar que en el sector Sur, se detecta, en la columna de agua y sedimentos, la presencia de altas concentraciones de sustancias consideradas como peligrosas (por ejemplo plomo, cromo, compuestos orgánicos) por la normativa nacional, Ley 24.051 y Convenio de Basilea¹(1992) =Ley 11.720 de la Provincia de Buenos Aires. Esto claramente estaría indicando la contaminación de la franja costera con residuos peligrosos o especiales, provenientes por ejemplo de actividades industriales y/o vertidos clandestinos [8].

La concentración de metales pesados, encontrados en las aguas del arroyo Sarandí son comparables a los de la descarga de la cuenca Matanza Riachuelo [6]. Cabe destacar que el arroyo recibe descargas cloacales, efluentes industriales y aguas pluviales contaminadas por

¹La Convención de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación es el tratado multilateral de medio ambiente que se ocupa más exhaustivamente de los desechos peligrosos y otros desechos.

arrastre de sólidos. El informe presentado por FREPLATA [8] indica que el Canal Sarandí aporta el 25 % del cromo encontrado en la cuenca y el 13 % del plomo.

En concordancia con la opinión de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) que considera a los sedimentos como los receptores de contaminantes más comunes en ríos, arroyos, lagos y embalses [9], este trabajo estudió algunos contaminantes presentes en los sedimentos del arroyo Sarandí ya que se detectó una carencia de registros, de análisis físico-químicos, de información y de estudios en general. En febrero de 2011, ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo) informó sobre una única serie de análisis realizados en los sedimentos del arroyo Sarandí indicando el punto de extracción de la muestra pero sin estudiar la presencia de metales pesados [10]. De las industrias consideradas agentes contaminantes (la carga que libera al arroyo en su recorrido entubado o cuando corre a cielo abierto, puede contener sustancias o parámetros físico-químico-biológicos que perjudiquen la salud de las personas y del curso de agua), sólo algunas habrán podido adecuarse a las normativas vigentes en el curso del año 2013. El 50 % de las industrias radicadas a lo largo del curso de agua son curtiembres, le siguen en porcentaje los frigoríficos, lavaderos y empresas metalúrgicas.

El objetivo de este estudio fue evaluar la acumulación de Cr, Pb, Ni y Cu en el sedimento del arroyo Sarandí en su tramo final a cielo abierto antes de su desembocadura en el río de la Plata y evaluar cuál es la fracción de éstos en el sedimento que está involucrada en los procesos de intercambio.

1.1 Localización

La cuenca objeto de este estudio es la Cuenca del Arroyo Sarandí, que se extiende desde las proximidades de la localidad de Longchamps, donde el curso de agua nace con el nombre de Arroyo de las Perdices, actualmente entubado; recién después de recibir como afluente al Arroyo Galíndez, totalmente entubado; a la altura de Lanús se convierte en el Arroyo Sarandí. Desde su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí, hasta su desembocadura en el Río de la Plata, el arroyo se encuentra rectificado y se lo conoce como Canal Sarandí. Esta cuenca comprende una superficie de 80 km², y se extiende sobre los partidos de Avellaneda, Lanús, Lomas de Zamora y Almirante Brown (Figura 1). La longitud de su cauce principal es de aproximadamente 20 km. El Sarandí sirve de colector de los desagües pluviales del área urbana por la que discurre.

El partido de Almirante Brown está constituido por tierras denominadas llanos, carentes de formaciones elevadas notorias. Pertenece al área de la pampa húmeda. Sus tierras son aptas para el cultivo agrícola y la cría de ganado, así también como para el asentamiento de humanos.

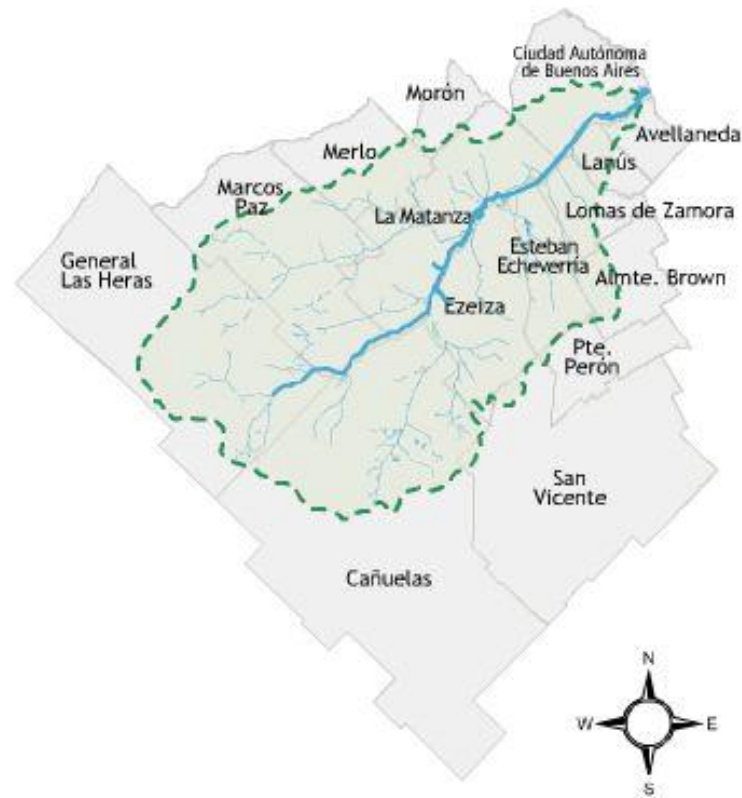


Figura 1. Cuenca Matanza-Riachuelo fuente: cyt-ar.com.ar

Los sedimentos más superficiales (y más recientes) de este curso de agua, corresponden a los Sedimentos Pampeanos y Post-Pampeanos, debido a que éstos son los que afloran mayoritariamente en la superficie y mantienen una intensa interacción con las actividades humanas y conforman el sustrato principal de esta región perteneciente al Conurbano bonaerense.

Las condiciones de transporte y sedimentación que regulan las geoformas costeras dependen fundamentalmente de la acción de los vientos, las mareas, las olas y las tormentas (en especial las sudestadas por tener la mayor capacidad de transporte). Es así como, las condiciones climáticas son las que originan en mayor medida las corrientes litorales y las variaciones en el nivel del estuario. El estuario del Río de la Plata presenta, asimismo, una variabilidad muy grande en el nivel de sus aguas, lo cual regula las condiciones hidrodinámicas y en consecuencia el transporte de sedimentos. Puede observarse en las imágenes satelitales que las desembocaduras de los cursos de agua y arroyos naturales o artificiales que desembocan en el Río de la Plata presentan un desvío hacia la dirección norte (Figura 2).

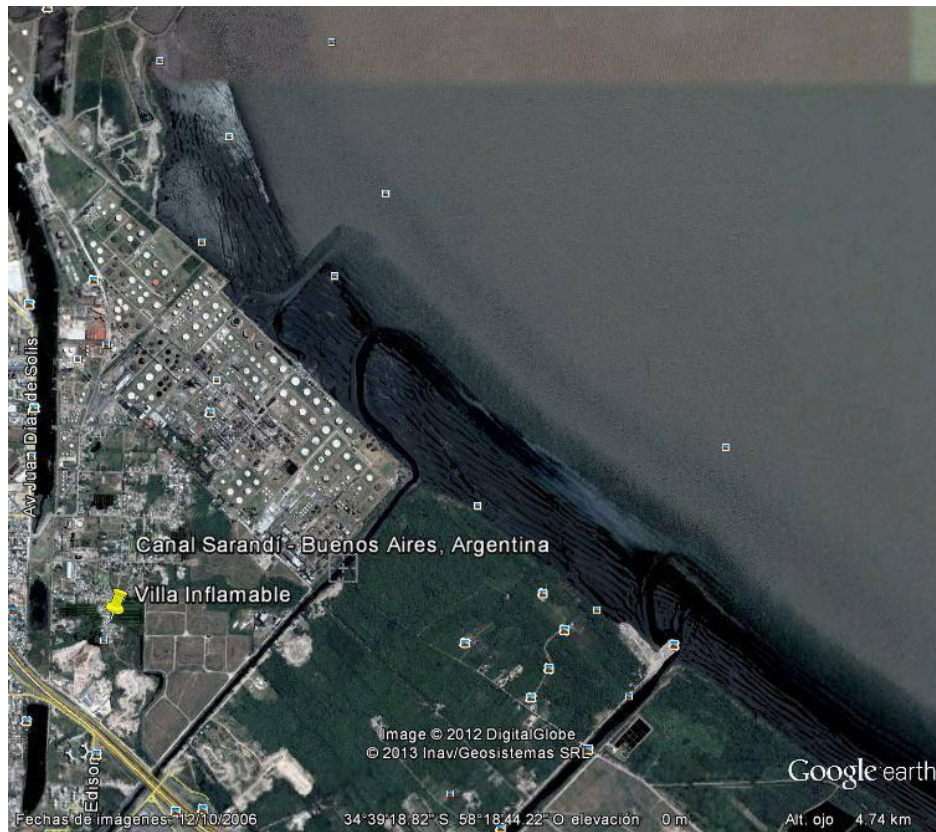


Figura 2 Desvío del curso del arroyo Sarandí (Google Earth 2006)

Las obras de relleno modificaron la morfología original del área desde la época de Rosas (1846) y los cambios antrópicos en la configuración de la línea de costa han producido importantes variaciones en los desagües naturales de arroyos que drenaban hacia el estuario por cambio en las pendientes y en la capacidad de transporte de sedimentos, contribuyendo a incrementar la superficie de la terraza baja [11] y en consecuencia modificando los drenajes naturales y creando una nueva configuración en la línea de costa, que afectó la hidrodinámica litoral. El factor antropogénico debe ser considerado como un importante proceso morfogenético en la evolución costera de la ribera del partido de Avellaneda. La configuración de la línea de costa artificial condiciona la evolución de los futuros ecosistemas litorales naturales.

1.2 Desechos de industria de la cuenca

En el área donde se ubica el canal Sarandí se localizan unas 4100 industrias registradas y unas 10000 no registradas y vuelcan sus residuos tóxicos o no tóxicos, sólidos o líquidos, sin ningún tipo de tratamiento o con tratamiento insuficiente. Las industrias farmacéuticas, químicas y petroquímicas aportan el 30 % de la contaminación, la industria de las bebidas alcohólicas y curtiembres el 3 %. A estos volcamientos se agregan los afluentes cloacales.

Los lodos del Riachuelo poseen grandes concentraciones de cromo, cobre, mercurio, cinc y plomo. Las mayores concentraciones de cromo y plomo se encontraron en los límites de los municipios de Avellaneda y Lanús en la Provincia de Buenos Aires. La industrialización acelerada y el incremento de las actividades humanas han intensificado la emisión de

contaminantes al ambiente y como consecuencia se han desarrollado numerosos procedimientos analíticos para determinar selectivamente elementos peligrosos en muestras ambientales [12].

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Muestreo de sedimentos

El muestreo de sedimentos se realizó según la norma del Instituto Argentino de Normalización, IRAM 29012 [13].

Se dispone del material de los laboratorios pertenecientes al Departamento de Ingeniería Química de la UTN-FRA (balanzas, peachímetro, densímetro, etc.) y del Laboratorio del Centro de Ingeniería en Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA).

La Figura N°2 muestra la localización de los puntos de muestreo elegidos para este trabajo, cuyas coordenadas geográficas se especifican en la Tabla 1. Las Figuras 3 a 6 ilustran el paisaje en cada uno de los puntos de muestreo seleccionados.



Figura 2: Ubicación geográfica del canal Sarandí. Puntos de muestreo. Fuente: google maps

Punto muestreado	Latitud	Longitud
1	S 34° 40' 48,14''	O 58° 20' 24,94''

2	S 34° 40' 89''	O 58° 19' 83''
3 margen izquierda	S 34° 40' 27,89''	O 58° 20' 0,80''
3 margen derecha	S 34° 39' 50,50''	O 58° 19' 20,70''

Tabla 1: Coordenadas geográficas de los puntos monitoreados



Figura 3. Puente de muestreo 1



Figura 4. Punto de muestreo 2



Figura 5. Punto de muestreo 2



Figura 6. Punto de muestreo 3

2.2 Trabajo experimental: Extracción de sedimentos

Para la obtención de las muestras de sedimentos se utilizó un muestreador de sedimentos “multisampler” de origen holandés, marca Eijkelkamp tipo Beeker (Figura 7). Cuenta con tubo de muestreo de acrílico transparente, pistón de goma NBR y acero inoxidable. Este instrumento diseñado para muestreo no disturbado de sedimentos, permite mantener la estratificación original de las capas. El tubo de muestreo de acrílico permite un chequeo visual inmediato de la muestra y es operado a varilla. El set de muestreo posee el Multisampler propiamente dicho, cuyo contenido es de 1,14 L con un diámetro de 50 mm y una longitud de 1 m, con conexión tipo bayoneta. Cuenta además con sogas a prueba de estiramiento, material de cobertura poliéster con una longitud de 5 m cada una con lazo y gancho.



Figura 7. Muestreador Multisampler

Según la norma IRAM 29012 [13] el almacenamiento comienza cuando se toma la muestra. Se observaron, por lo tanto, las medidas de higiene y de seguridad cuando se tomaron las muestras de sedimentos por considerarlos potencialmente peligrosos, utilizando guantes de protección. Siguiendo las recomendaciones de la norma se procedió al manejo, manipuleo y almacenaje de las muestras (Figura N° 8).



Figura 8. Almacenamiento de las muestras

Las muestras fueron transportadas y almacenadas a bajas temperaturas para evitar la posible pérdida de compuestos volátiles y minimizar los cambios inducidos biológicamente. Para caracterizar al sedimento se determinó el porcentaje de carbono oxidable, el porcentaje de materia orgánica, el pH y la humedad. El trabajo de extracción secuencial y análisis de muestras se realizó en el Laboratorio del Centro de Ingeniería en Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA). El equipamiento disponible en el ITBA que se aplicó al proyecto incluye: estufa para secado de muestras, tamiz de ensayo para laboratorio, cuerpo de ABS sobre normas, ASTM E-11/70 IRAM 1501 con malla certificada sobre normas ISO 3310/1 de Industria Argentina. Se utilizó malla 12 de 1680 μ , malla 20 de 840 μ y malla 70 de abertura de 210 μ . Las Figuras 9 y 10 ilustran distintas etapas del trabajo de laboratorio.



Figura 9. Tamizado de muestras



Figura N° 10 Clasificación y conservación de muestras.

2.3 Digestión ácida y extracciones químicas secuenciales

Los metales pesados están presentes en el medio natural, su origen está ligado en muchos casos a causas antropogénicas. En general su presencia en suelos y sedimentos representa un riesgo medioambiental muy elevado. 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 medio-ambiental 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.

La medición del contenido total es un criterio insuficiente para evaluar el verdadero riesgo, debido a que la movilidad de los metales pesados y su biodisponibilidad para la biota depende de la especie química en la que se encuentren asociados [14]

La importancia del estudio de las fracciones o especies químicas en las cuales se encuentran los metales pesados en los biosólidos, radica en que se establece su nivel de biodisponibilidad dependiendo de la estabilidad de cada especie química en condiciones ambientales. Cuando un metal se encuentra enlazado débilmente a una especie química, su índice de disponibilidad es alto porque el metal puede ser solubilizado con ligeros cambios en las condiciones ambientales del suelo, como una reducción del pH por ejemplo [15]. Esta información sólo es posible obtenerla con un estudio de especiación [16]. La especiación química ha sido definida, en forma general, como el proceso de identificación y cuantificación de las formas químicas de un mismo elemento en una muestra dada [17]. Para realizar la especiación química, comúnmente se emplea un procedimiento de extracción, simple o secuencial.

En este trabajo se utilizó la extracción secuencial. En esta técnica, diferentes extractantes químicos son aplicados secuencialmente a una misma muestra de biosólidos y cada etapa muestra condiciones más drásticas de extracción con respecto a la anterior.

La materia orgánica tiene la capacidad de complejar y adsorber cationes debido a la presencia de grupos negativamente cargados [14]. Los metales tienen alta afinidad por los ácidos húmicos, complejos húmico-arcillosos y óxidos revestidos con materia orgánica [15].

Para conocer con seguridad el grado de contaminación por metales pesados en los sedimentos se requiere de una buena identificación de las fases geoquímicas para así conocer la capacidad de movilización de los metales pesados, así como, su disponibilidad. Para llevar a cabo la determinación de la especiación de los sedimentos contaminados se utilizan con frecuencia procedimientos de extracción, que pueden estar compuestos por una o varias fracciones, siendo las extracciones secuenciales las más usadas, el esquema de extracción secuencial propuesto por Tessier [16], sin embargo de acuerdo a las metas de cada estudio se pueden efectuar procedimientos modificados del esquema de Tessier.

La finalidad que perseguimos al aplicar esta metodología es determinar con la mayor precisión posible la distribución o especiación de elementos traza existentes en una muestra sólida entre distintas fracciones. Las reacciones que tienen lugar en las capas superiores de los sedimentos o en la interfase sedimento-agua son muy importantes en el ciclo global de los elementos traza.

En la actualidad no existe un protocolo estándar de extracción secuencial aceptado por la totalidad de la comunidad científica, sino que conviven distintos esquemas lo que dificulta la comparación de los resultados obtenidos en los distintos análisis.

Se han llevado a cabo estudios de especiación mediante los esquemas de Tessier y el esquema BCR (Bureau Communautaire de Références), que demuestran que los componentes más tóxicos se lixivian en las primeras porciones. El fraccionamiento químico es por lo tanto una herramienta químico-analítica muy utilizada para evaluar experimentalmente la asociación y la distribución

de los elementos en la fase sólida.

El esquema de Tessier consiste en la aplicación de extractantes selectivos en una secuencia que permite determinar las formas de la solubilidad creciente de los metales pesados. Consiste en cinco fases: metales intercambiables (F1), enlazados a carbonatos (F2), ligadas o enlazados a óxidos de hierro y manganeso (F3), ligada a materia orgánica (F4) y sulfuros o fracción residual (F5). Las tres primeras fases, denominadas biodisponibles, son las que presentan un mayor riesgo para la biota, ya que son las que más fácilmente podrán convertirse en móviles y pasar a la fase acuosa.

Los metales extractados en la fracción residual se consideran altamente resistentes, mientras que los metales extractados en las primeras cuatro fracciones representan metales en las fases potencialmente móviles o fracciones no residuales. La fracción intercambiable corresponde al metal que se une al sedimento mediante fuerzas más débiles, por lo tanto constituye el metal que puede liberado más fácilmente a la columna de agua y por ende está más disponible para la biota. El esquema sigue un protocolo estricto en lo que se refiere a reactivos, concentraciones, temperaturas y tiempos. Es una técnica compleja y extensa pero que permite caracterizar fehacientemente los sedimentos del arroyo Sarandí. Las Figuras ilustran procesos de filtración de las fracciones y su análisis en equipo de Absorción Atómica.



Figura 11. Filtrado de una fracción.



Figura 12. Equipo de Absorción Atómica

3. RESULTADOS

Se caracterizaron las fases cristalinas, podemos decir que el suelo es altamente arenoso- franco y arcilloso. Se determinó el porcentaje de Carbono oxidable y de Materia Orgánica (MO) y los resultados obtenidos de 1,169% y de 2,011% respectivamente muestran que la MO del sedimento del Canal Sarandí está dentro de los parámetros esperables, ya que el contenido debe estar comprendido entre 0,5 y 5 %.

De acuerdo a la clasificación de la acidez de un suelo según el pH y siendo las mediciones obtenidas en las muestras de invierno, pH=9 (el sedimento resultó alcalino >8,5) y en las de primavera el pH=6,99, podemos decir que el sedimento resulta neutro (rango 6,5-7,5). La humedad se determinó en un 38%.

Nuestro país no tiene una norma para sedimentos, si para aguas o para residuos peligrosos, por lo que se optó por considerar la norma europea (Países Bajos-UK, tabla N° 2).

Metal pesado	Valor aceptable(ppm)	Valor inaceptable (ppm)
Cr	Hasta 100	380
Pb	Hasta 85	530
Cu	Hasta 36	190
Ni	Hasta 35	210

Tabla N° 2 Norma europea de valores para metales pesados

El cromo no muestra niveles significativos de biodisponibilidad, dado que la suma de su presencia en estas fracciones (F1, F2 y F3) es muy baja. El cromo forma complejos con la Materia Orgánica, que se puede atribuir a la facilidad de este para formar soluciones complejas en la materia orgánica en los sedimentos. La mayor cantidad de cromo está ligada a la materia orgánica. A modo de ejemplo se muestra la presencia de este metal en distintos sitios de muestreo (Figura 13).

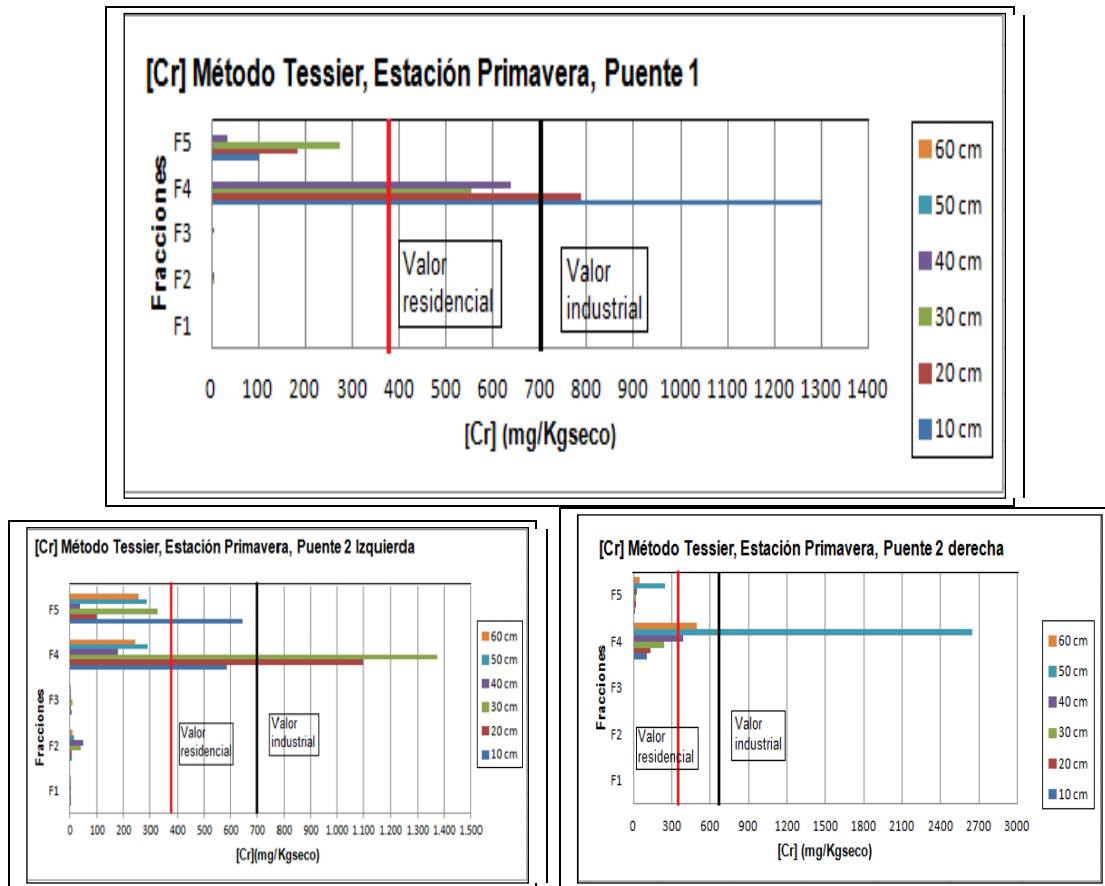


Figura 13. Concentración de Cr en distintos puntos de muestreo

El plomo forma complejos muy estables con la Materia Orgánica y precipita como sulfuro plumboso ya que hay una alta concentración de iones sulfuro. En el sedimento, el plomo está fuertemente retenido. Al analizar la concentración de este metal, es en los sedimentos del arroyo donde se detecta la mayor concentración de plomo total, es decir en la suma de fracciones. El metal se encuentra asociado principalmente a la materia orgánica y a la fracción residual. En esta última fracción el metal está ocluido en minerales primarios o secundarios, lo que implica que ante cambios en el sistema, el plomo correspondiente a dicha fase geoquímica no está disponible para ser liberado a la columna de agua. Esta zona a cielo abierto es una zona de influencia urbana e industrial y teniendo en cuenta la baja movilidad del Pb en ambientes acuáticos, probablemente la principal ruta de ingreso se produzca o bien por la cercanía con la autopista Buenos Aires-La Plata o vía deposición atmosférica por la quema de residuos. Es conocida la fuerte afinidad del plomo hacia la adsorción sobre la superficie de los óxidos metálicos y de la materia orgánica de los sedimentos; sin embargo en ambos casos dicha adsorción conduce a la ocupación de sitios de adsorción de baja energía de enlace, lo que provoca una mayor facilidad en su desorción, que sin embargo no se ha dado en este caso ya que en las tres primeras fases el contenido de plomo es relativamente bajo, llegando a un máximo a 45 ppm. El plomo supera en el punto 2 de muestreo el valor aceptable de 85 ppm y es muy alto a tan solo 20 cm de la superficie por lo que podemos indicar que la contaminación se mantiene en el tiempo actual. Ilustra su concentración la Figura 14.

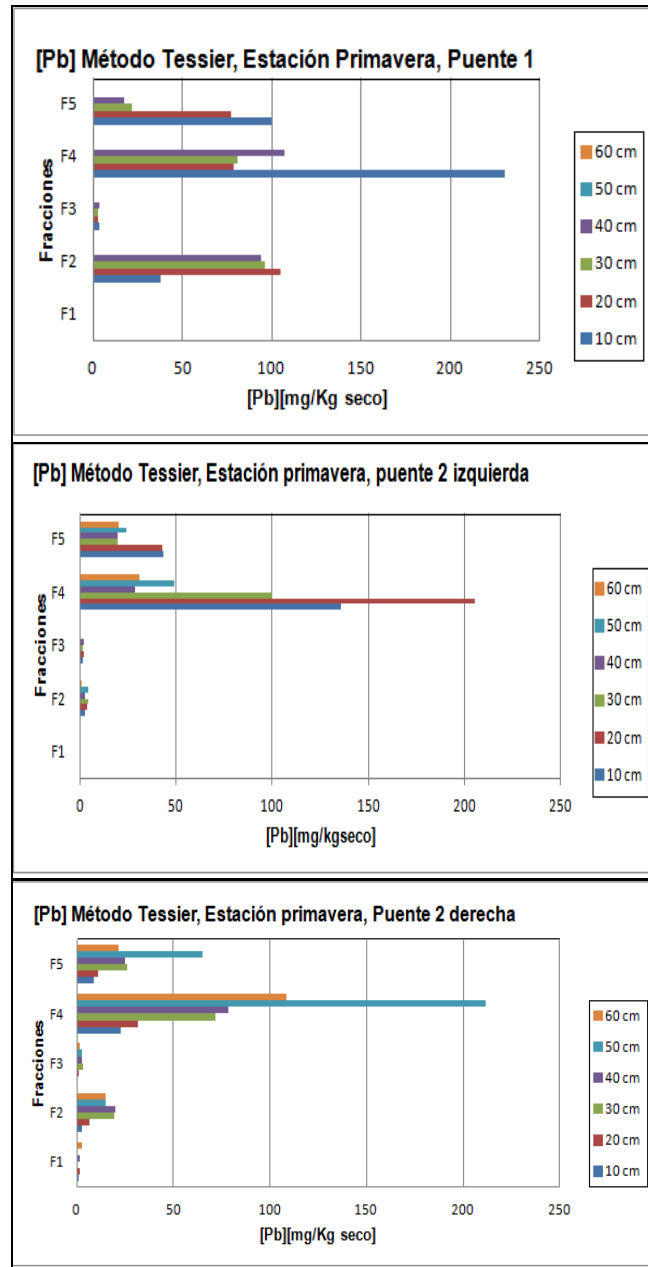


Figura 14. Concentración de Pb en distintos puntos de muestreo

El comportamiento del níquel implica que ante la presencia de materia orgánica, ésta presenta importantes sitios de adsorción para este elemento.

En cuanto al cobre podemos decir que la acumulación de este metal pesado representa un riesgo notable para la salud humana y ambiental. Su presencia en los cuerpos de agua y en sedimentos se debe principalmente a la actividad antropogénica. Muestra una tendencia generalizada a asociarse a la fase 4, ligada a materia orgánica, la cual llega a significar un alto porcentaje del contenido total. El material tiene una elevada capacidad de retención de Cu por adsorción. Es conocida la tendencia del cobre a formar iones complejos con la materia orgánica. La suma de las fases biodisponibles no es significativa, lo que indica que este metal tiene una biodisponibilidad mínima. El cobre supera el valor aceptable de 36 ppm a distintas

profundidades y si bien se identifica su presencia en una fase biodisponible no supera el valor de inaceptable para zona industrial. Podemos afirmar que su mayor concentración se encuentra en fases no biodisponibles tal como lo muestra la Figura 15.

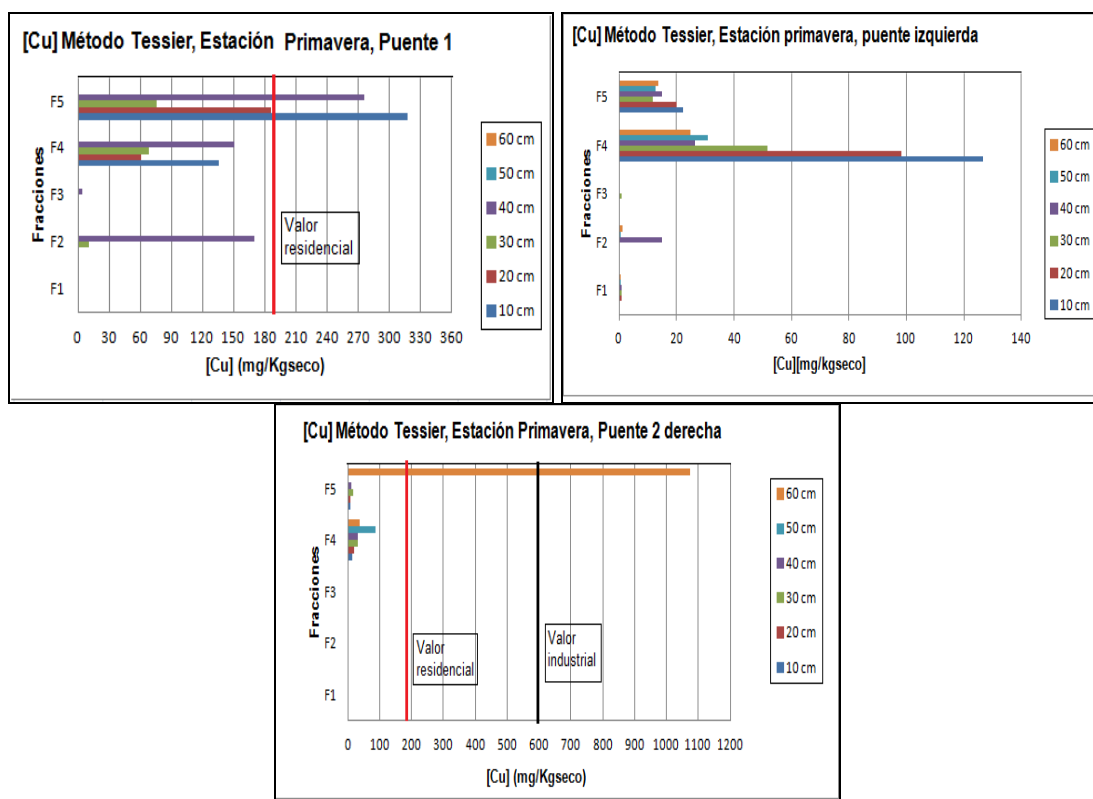


Figura 15. Concentración de Cu en distintos puntos de muestreo.

El cambio de estación en la toma de muestras no evidencia grandes cambios en cuanto a las concentraciones de los metales pesados en los 4 puntos estudiados.

4. CONCLUSIONES

Se espera que las fracciones (F4 y F5) continúen reteniendo y acumulando Cr, Ni, Cr y Pb. Las condiciones están dadas por la hidrología del arroyo, la cual no cambiará a menos que se produzca una gran perturbación. Así, los sedimentos estudiados serían altamente eficientes en cuanto a la retención de metales, ya que se encuentran unidos a fracciones que no los liberarán al agua mientras las condiciones químicas y ambientales del sistema se mantengan.

Defendemos la hipótesis de que el mayor problema que tiene este arroyo es la descarga de desechos industriales que impide el normal desarrollo de vida, peces y vegetación.

La absorción por los organismos de los metales pesados que se encuentran en el ambiente asociados a sedimentos arcillosos o en forma de sulfuros insolubles, será menor que la absorción de aquellos metales que estén disueltos en la columna de agua. Es decir, la biodisponibilidad de los metales pesados asociados a sedimentos o en forma de sulfuros es menor que la de esos mismos elementos disueltos en el agua.

REFERENCIAS

[1] Fiedler H. Método común de extracciones secuenciales de metales en sedimentos: estudio

- sobre la preparación de un material de referencia certificado (1996) URL: <http://www.mastesis.com/tesis>.
- [2] Lopez Sanchez. Especiación y determinación de trazas de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn en sedimentos contaminados (1990) URL: <http://www.mastesis.com/tesis>.
- [3] Rosas Rodriguez. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat (2000). URL: <http://www.mastesis.com/tesis>.
- [4] Enguix Gonzales. Caracterización físico-química de las aguas y sedimentos de la cuenca del río Guadaira (1995) URL: <http://www.mastesis.com/tesis>.
- [5] Estay Low. Estudio de los niveles de contaminación por metales pesados y otros parámetros de calidad en las aguas y sedimentos del río henares (1990). URL: <http://www.mastesis.com/tesis>.
- [6] Filgueiras A., Lavilla I., Bendicho C. Chemical sequential extraction of metal partitioning in environmental solid samples. *J. Environ. Monit.* Vol.4 p-p 823-857. (2002).
- [7] Speltini, C; Naser, MC; Coppo, G.; Machalec, J; Capato, N; Sanchez, C; Alonso, A; Flamini, L. Caracterización ambiental del arroyo Sarandí. “Aguas iberoamericanas” Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental (2011)
- [8] Franja Costera Sur Río de la Plata. Calidad de las aguas. AGOSBA-OSN-SIHN. Informe de avance. (1992)
- [9] Mid-America Regional Council, (2011)
- [10] URL: <http://www.acumar.gob.ar/> (consultada Julio 2011)
- [11] URL: www.alestuariodelplata.com.ar/linear1.html
- [12] Fabrizio de Iorio, A. (2011) Dinámica de metales en la cuenca Matanza-Riachuelo. Cátedra de Química Analítica-Facultad de Agronomía UBA (2012)
- [13] Instituto Argentino de Normalización y Certificación. Evaluación y gestión de los servicios de agua. Normas ISO 24500. Calidad de agua, servicios nacionales (2012).
- [14] Scancar J., Milacic R., Strazar M. Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. *Sci. Total Environ.* 250, 9-19 (2000).
- [15] Hlavay J., Prohaska T., Weisz M. y Stingeder G.J. Determination of trace elements bound to soil and sediment fractions. *Pure Appl. Chem.* 76, 415–442 (2004).
- [16] Alloway B.J. Soil processes and the behavior of metals. En: *Heavy metals in soils*. B.J. Alloway, Ed. John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 7–18 (1990).
- [17] Tessier, A.; Campbell, P.G.C. y Bisson, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51 (7): p-p 844-851 (1979)
- [18] Laveuf, C., Cornu, S. A review on potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes. *Geoderma.* 154, 1–12 (2009).
- [19] Connel, D.W.; Miller G.J. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley&Sons, NY (1984).

CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LA LAGUNA LOS LIRIOS – RESISTENCIA – CHACO

**Fariás, Alejandro R.; Utgés, Enrique E.; Tenev, María D.; Roshdestwensky, Sergio;
Pereyra, Fernando y Herrendorf, Facundo.**

Grupo de Investigación y Servicios a terceros en el Área Química
Facultad Regional Resistencia
Universidad Tecnológica Nacional
French 414 – Resistencia – Chaco – CP: 3500
e-mail: alefarias@frre.utn.edu.ar

Resumen: En este trabajo se cuantifica, en la laguna Los Lirios, la presencia de bacterias coliformes, indicadoras de contaminación por descargas de efluentes cloacales. Se realizó un seguimiento sistemático entre agosto de 2010 y noviembre de 2012, tomándose mensualmente muestras de 6 puntos de la laguna. Se determinaron bacterias coliformes totales y fecales y se realizaron análisis fisicoquímicos utilizando métodos estandarizados. En distintos puntos de la laguna no existen diferencias significativas entre parámetros fisicoquímicos. Los valores de coliformes totales si difieren significativamente entre algunos puntos. Son destacables valores de oxígeno disuelto bajos ($4,34 \pm 0,97$ mg/l) y de DQO elevados ($75,92 \pm 8,91$ mg/l). Las coliformes totales registran, en promedio, concentraciones elevadas en todos los puntos, siendo notoriamente altas en los puntos 1 y 2. Se consideró también la influencia de las lluvias, que en días posteriores elevan los valores de los recuentos. Los resultados confirman la existencia de vertidos antropogénicos a la laguna, los más importantes en los puntos 1 y 2. Existen un basural y un criadero de cerdos en proximidades del punto 1 y descargas cloacales por cañerías, en el 2. Finalmente, se comparan los valores obtenidos con normativas a nivel nacional e internacional para aguas de riego y de recreación.

Palabras clave: Coliformes, Lagunas, Calidad de agua, Aguas superficiales, Aguas de riego, Aguas de recreación.

1. INTRODUCCIÓN

En el Área Metropolitana del Gran Resistencia, dentro del sector circundado por las defensas contra inundaciones, se encuentra una serie de lagunas que formaron parte del sistema fluvial lacustre del Río Negro.

La laguna en estudio, Los Lirios, receipta, además de las aguas pluviales, el aporte de la laguna Argüello, la más cercana al centro de Resistencia, a través de un angosto canal.

El acelerado crecimiento poblacional, ha rebasado cualquier planificación existente para un desarrollo ordenado, por lo que la laguna ha quedado ubicada dentro de una zona densamente poblada y recibe permanentemente los embates de los habitantes de sus alrededores. Por otro lado, la accesibilidad hace que sea usada tanto para recreación en épocas de calor intenso

como para riego de pequeñas quintas particulares. Hay estudios disponibles que sugieren que el resultado de enfermedades más frecuentes, están asociados a la exposición al agua recreativa contaminada con materia fecal [1].

Las defensas han interrumpido la conexión natural que hacía que todo el sistema de lagunas fluyera libremente y, si bien se encuentran conectadas de manera subterránea, cada una de ellas ha adquirido un funcionamiento propio, independiente de las crecientes de los ríos.

La falta de infraestructura del sistema cloacal que presta servicio sólo a algo más del 35% del Área Metropolitana Gran Resistencia (A.M.G.R.) incentiva la "conexión clandestina" de los efluentes cloacales a la red pluvial. El relleno de las lagunas, impidiendo su función natural - drenaje del sector urbano durante lluvias importantes y retención del excedente - y la proliferación de micro basurales espontáneos, aportan negativamente a su contaminación y su proceso de eutrofización. Se plantea como objetivo de este trabajo evaluar la presencia de bacterias coliformes como indicadores de la contaminación a partir de descargas de efluentes de origen antropogénico en la laguna Los Lirios y determinar su aptitud para ser utilizada como agua de riego y/o recreacional.

2. MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1. Toma de muestras

Para la toma de las muestras se trabajó en conjunto con la Municipalidad de Resistencia, quienes facilitaron una piragua y personal para realizar el recorrido. Se tomaron muestras en 6 puntos diferentes en la laguna. Los puntos se escogieron convenientemente a fin de que sean representativos de la fuente en estudio. En la Figura 1 se observa una vista satelital del reservorio, indicándose los puntos de muestreo. Allí se puede observar vegetación existente en uno de los puntos de muestreo, lo que en algunas ocasiones dificultaba el mismo. En la Figura 2 se muestran características de algunos de los distintos sitios. Se realizaron 21 muestreos entre octubre de 2010 y noviembre de 2012. Las muestras se tomaron siguiendo un procedimiento estandarizado, con muestreador Bailer recogiendo un volumen de 1,5 litros por muestra para análisis fisicoquímicos y 200 ml en recipientes estériles para los recuentos microbiológicos. Las muestras fueron remitidas rápidamente al laboratorio y procesadas de manera inmediata.

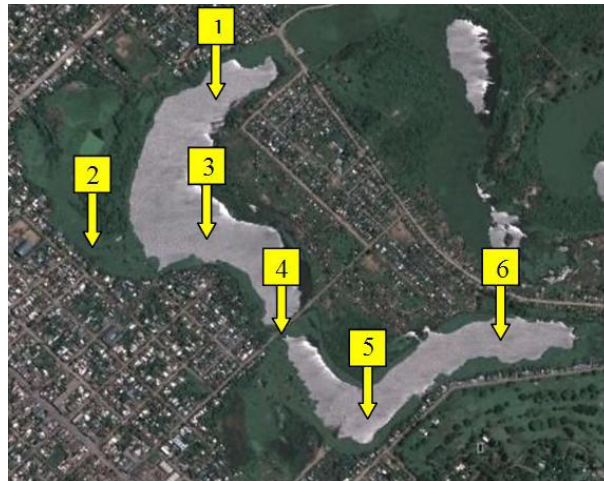


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo.

En las proximidades de los puntos se observaron: un criadero de cerdos cerca del punto 1; un vertedero de líquidos cloacales cerca del punto 2; pequeñas aglomeraciones de viviendas en las cercanías de los puntos 3, 5 y 6; y el punto 4 se ubicaba muy próximo a un puente con un tránsito importante, y por donde se encontraban residuos arrojados por todo el barrio.

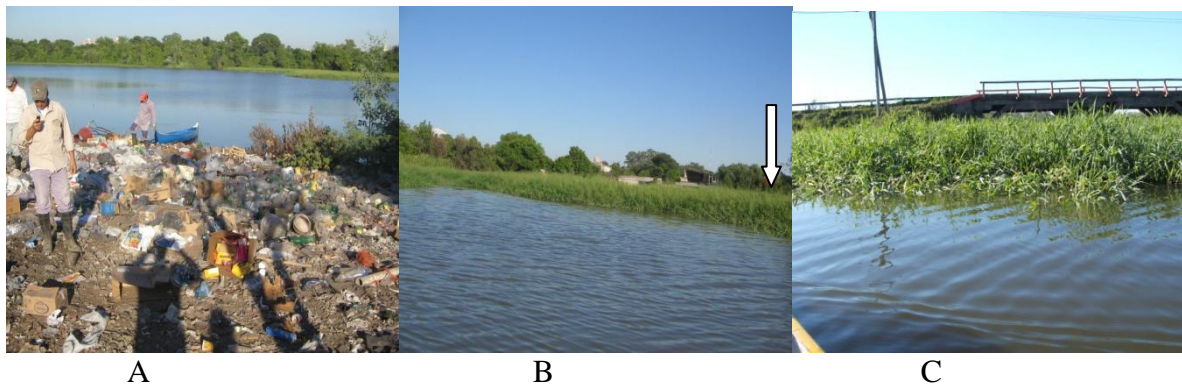


Figura 2. A) Basural frente al criadero de cerdos en las proximidades del Punto 1. B) Punto 2, se resalta la ubicación aproximada de la descarga cloacal. C) Punto 4, cercano a puente.

2.2. Análisis

En el laboratorio se efectuó el análisis de las muestras a las cuales se les realizó el recuento de coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) por el método del número más probable [2]. Se utilizó caldo Mac Conkey preparado a partir de medios de cultivo deshidratados y posteriormente se los esterilizó por 15 minutos a 1,5 atmósferas. Todo el material de vidrio fue esterilizado por 2 horas a 160 °C. El esquema utilizado para el recuento de NMP/100 ml fue la siembra de 3 tubos con 1 ml de muestra + 3 tubos con 0,1 ml de muestra + 3 tubos con 0,01 ml de muestra.

Además se determinaron diversos parámetros fisicoquímicos como pH, oxígeno disuelto, conductividad, turbiedad, DQO, fosfatos, N amoniacal, sólidos sedimentables en 10' y 120', y

sólidos totales a fin de colaborar en la interpretación de los resultados obtenidos. Los valores de CT y CF obtenidos se analizaron estadísticamente a partir de un ANOVA simple.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

Las concentraciones de CT en cada muestreo se exponen en la Tabla 1. Las pruebas realizadas para la determinación de diferencias significativas mediante prueba de múltiples rangos (PMR) determinaron que, con un 95 % de confianza, los puntos 1 y 2 son los que poseen los mayores recuentos. Esto puede deberse a la presencia del criadero de cerdos en las cercanías del primer punto de muestreo, y a la presencia del desagüe con aguas negras provenientes de la ciudad, a las proximidades del punto 2. Los puntos restantes reciben contaminación antropológica de los asentamientos ilegales en las orillas de la laguna. Si bien el punto 6 es el que posee un menor recuento en promedio, no resulta estadísticamente diferente a las medias de los puntos 3, 4 y 5, por lo que no pueden determinarse diferencias entre los mismos.

MUESTREO	PTO 1	PTO 2	PTO 3	PTO 4	PTO 5	PTO 6	LI	LS
1	760	760	73,4	95	< 30	95	< 30	760
2	2710	> 4500	313	> 4500	1160	1390	313	>4500
3	949	4380	584	2710	760	457	457	4380
4	2712	2712	1898	1898	760	949	760	2712
5	326	> 4500	1900	760	2710	158	158	>4500
6	260	760	260	95	457	949	95	949
7	457	> 4500	457	760	457	760	457	>4500
8	949	>4500	457	760	949	1900	457	>4500
9	457	259	143	584	950	198	143	950
10	2710	>4500	>4500	438	457	1900	438	>4500
11	2710	4380	760	760	584	949	584	4380
12	949	1390	2710	1160	4380	312	312	4380
13	1390	1390	584	438	1160	387	387	1390
14	>4500	4380	4380	4380	>4500	>4500	4380	>4500
15	1390	584	717	259	148	198	148	1390
16	>4500	4380	>4500	>4500	>4500	1900	1900	>4500
17	760	760	148	286	286	95	95	760
18	259	1160	148	457	148	457	148	1160
19	2710	>4500	2710	949	949	207	207	>4500
20	2710	4380	949	760	1900	760	760	4380
21	1900	> 4500	286	198	457	206	198	>4500
Media	1717	3008	1356	1273	1319	892		
LI-LS	259->4500	259-4500	73-4500	95-4500	30->4500	95->4500		

Tabla 1. Valores de CT en los 6 puntos durante el período completo de determinación.

Los recuentos mayores a 4500 NMP/100 ml no pudieron ser determinados con exactitud debido al esquema de siembra utilizado.

En la Figura 3 se muestran los promedios generales de todos los puntos de la laguna para cada uno de los muestreos realizados. Se observa una gran variabilidad entre los mismos, debido a los complejos y cambiantes procesos fisicoquímicos y biológicos que se producen en el cuerpo de agua a lo largo del año [3]. Estas variaciones también se deben a precipitaciones

previas al muestreo que provocan aumentos en los CT, porque el agua de gran parte de la ciudad drena hacia la Laguna. Este drenaje aporta además líquidos cloacales de conexiones clandestinas y desbordes de pozos negros que llevan a tener valores más elevados de coliformes totales.

Respecto a los coliformes fecales (CF), en la Tabla 2 se muestran los valores promedios obtenidos. No se observaron diferencias significativas entre los distintos puntos de muestreo, obteniéndose una media general de 99 NMP/100 ml. Estos valores son similares a los obtenidos por Zuloaga et al., que analizaron muestras de la cuenca del Río Blanco en Mendoza [4].

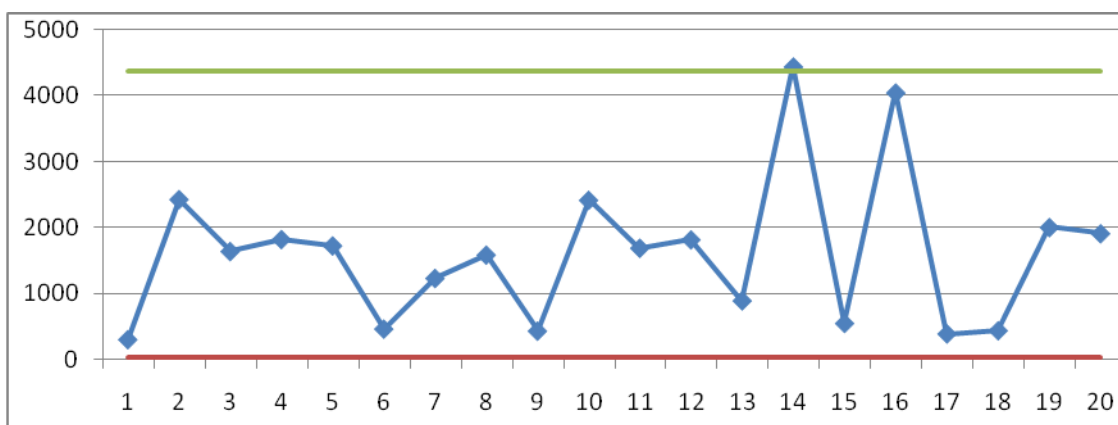


Figura 3. Gráfica de medias de CT globales por muestreo. La línea verde muestra el límite superior de detección obtenido, mientras que la roja el límite inferior.

	PTO1	PTO2	PTO3	PTO4	PTO5	PTO6
Coliformes fecales en NMP/100 ml	85 (<30-326)	66 (<30-438)	125 (<30-760)	81 (<30-457)	134 (<30-950)	101 (<30-760)

Tabla 2. Valores promedios de CF en los 6 puntos durante el período completo de determinación. Se muestran asimismo los valores inferiores y superiores obtenidos en cada punto.

Los valores promedios de algunos parámetros fisicoquímicos estudiados, que se indican en la Tabla 3 y se observan en la Figura 4, permite apreciar que el oxígeno disuelto varía de manera inversa a las CT, presentando el valor máximo de CT en el punto 2. Además, se puede evidenciar valores promedios bajos de oxígeno disuelto ($4,34 \pm 0,97$ mg/l) y elevados de DQO ($75,92 \pm 8,91$ mg/l), lo que concuerda con la contaminación microbiológica observada.

Análisis	Valores promedio	
pH	7,53	± 0,15
Conductividad (us/cm)	735,44	± 39,93
Fosfatos (mg/L)	2,27	± 0,22
N Amoniacal (mg/L)	2,86	± 1,27
Sólidos Totales (mg/L)	529,34	± 51,50
SS 10' ml/L	0,27	± 0,28
SS 120' ml/L	0,36	± 0,29
Turbiedad (NTU)	54,64	± 8,34
DQO (mg/L)	75,92	± 8,91
O ₂ Disuelto (mg/L)	4,34	± 0,97

Tabla 3. Valores promedio y desviaciones estándar de los parámetros analizados de todos los puntos de muestreo.

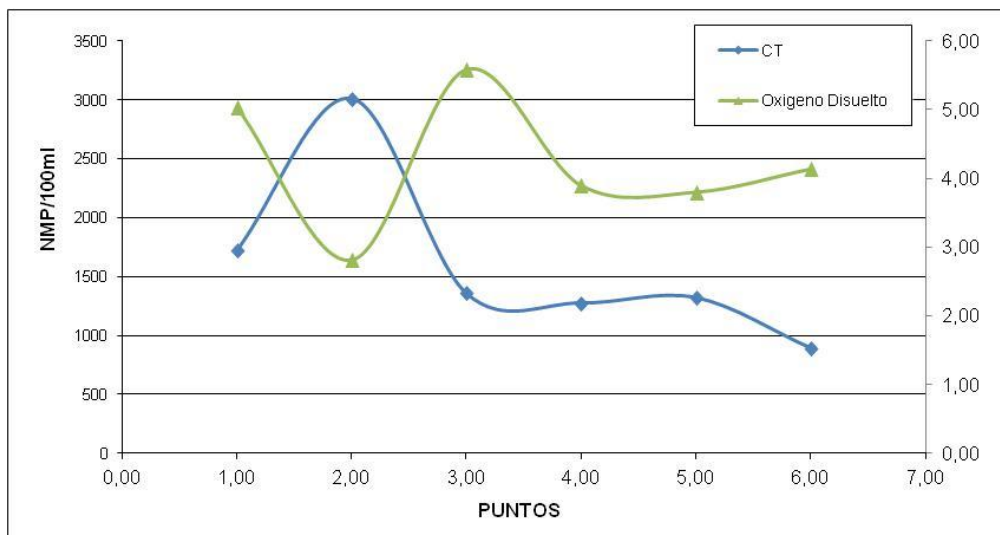


Figura 4. Variación de CT, Oxígeno Disuelto a lo largo de cada uno de los puntos de muestreo.

Por lo general, las normas o directrices sobre la calidad de las aguas residuales que se pretende emplear para riego de cultivos sin restricciones, incluso para cultivos de legumbres y verduras para ensaladas que se consumen crudas, contienen reglas explícitas (por ej., indican el máximo número de coliformes) y requisitos mínimos de tratamiento (primario, secundario o terciario) según la clase de cultivo que se debe regar (si es para consumo o no). [4]

Comparando los valores de CT y CF obtenidos del muestreo en los distintos puntos de la laguna con los valores de normas nacionales e internacionales para usos de riego y recreacionales (Tabla 4), se aprecia que los indicadores de contaminación bacteriológica de Laguna Los Lirios indican que el agua de la laguna es apta para usos recreacionales no así para riego. Como se evidencia en la Tabla 4, los valores de referencias expresados en las distintas normativas, varían ampliamente de acuerdo al organismo que los propone.

Norma	Valores promedio
CEPIS/OPS	CT: < 1000 NMP/100 ml para riego CT: < 10000 NMP/100 ml y CF: < 2000 NMP/100 ml para recreación.
Di.P.A.S.	CT: < 5000 NMP/100 ml y CF: < 1000 NMP/100 ml para recreación.
EPA	CF: < 200 NMP/100 ml para recreación.
SMA	CF: < 600 NMP/100 ml para recreación.

Tabla 5. Valores de CT y CF de referencia de las distintas normas nacionales e internacionales.

CEPIS: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

OPS: Organización Panamericana de la Salud

DiPAS: Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (Córdoba-Argentina) [5]

EPA: Environmental Protection Agency (Estados Unidos) [6]

SMA: Secretaría de Medio Ambiente [7] – Ministerio de Salud (Argentina)

4. CONCLUSIONES

Se encontraron diferencias significativas entre los primeros dos puntos de muestreo y los restantes puntos de la Laguna Los Lirios. Ello que se debe a la distinta distribución de aportes exógenos, ya que en dichos puntos se produce el ingreso de efluentes cloacales y los provenientes del criadero de cerdos. El riesgo de contaminación asociado con las actividades antropogénicas, genera la necesidad de dar seguimiento a la calidad de las aguas en los canales de retorno y en la laguna misma, para así prevenir o aminorar modificaciones graves en este ecosistema.

Por otra parte, de acuerdo a la comparación de los valores obtenidos en los muestreos de la Laguna Los Lirios con las normativas nacionales e internacionales, puede corroborarse que el agua de esta laguna no es apta para riego, a menos que se la trate, pero sí para recreación. No obstante es importante tener en cuenta que los valores máximos obtenidos, en ocasiones superan los límites permitidos, por lo que deberían realizarse controles periódicos si se desea utilizar la fuente de agua para este objetivo.

5. REFERENCIAS

- [1] World Health Organization. Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1 coastal and fresh waters. (2003).
- [2] Standard Methods, APHA, AWWA, WPCF, 21st Edition. (2005).
- [3] Farías, A.; Roshdestwensky, S.; Hervot, E.; Tenev, M.; Utgés, Enrique; Utgés, Enid; Prieto Mosquera, L. “Variación Estacional en la Calidad del Agua de La Laguna Los Lirios – Resistencia – Chaco”. Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento del Agua. Córdoba (2012).

- [4] Suematsu, G. “Parámetros de calidad para el uso de aguas residuales. Guías de calidad de efluentes para la protección de la salud”. Organización Panamericana de la Salud. (1995)
- [5] Nadal, F., Ruiz, M., Rodríguez, M.I., Halac, S., Olivera, P. “Evaluación de la calidad de agua para uso recreativo del embalse San Roque, Córdoba, Argentina.” Instituto Nacional del Agua. (2012).
- [6] Brandalise, M.V., Nadal, F., Rodríguez, M.I., Larrosa, N., Licera, C. “Índice de calidad de agua para uso recreativo en ambientes con cianobacterias”. Instituto Nacional del Agua. (2012).
- [7] Secretaría de Medio Ambiente (S.M.A.) Legislación en Salud Argentina - Ministerio de Salud – Presidencia de la Nación. Resolución 84/2007 Agua. Regulación del uso de las aguas de baño para uso recreativo. Calendario de vigilancia de los balnearios. Estándares de calidad microbiológica.
<http://test.e-legis-ar.msal.gov.ar/leisref/public/showAct.php?id=11130&word=coliformes%20agua>. (2007)

DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (DBO) Y DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) EN DESCARGAS ANTRÓPICAS VERTIDAS A UN ESTUARIO

Cifuentes, Olga; Escudero, Daniela; Medus, Silvina y Bohn, Angela.

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. *La investigación evalúa los aportes y tendencias de las concentraciones de DBO y DQO en las distintas descargas de efluentes industriales y urbanos que vuelcan al estuario de Bahía Blanca, en el área de aplicación de la Ley N° 12530, Provincia Buenos Aires, Argentina. Se analizan los resultados de los monitoreos de DBO y DQO por descarga industrial y/o cloacal, anualmente y a lo largo del período 2001-2012, comparando las distintas descargas por parámetro y respecto a los máximos establecidos para vuelco a cuerpo receptor fijados por la legislación vigente. Además, se calculan las cargas máxicas diarias aportadas por cada descarga al estuario. Del análisis surge la asiduidad de infracciones por descarga y las de mayor carga máxica. Asimismo, se relacionan los resultados de las concentraciones de DBO y DQO de cada vuelco con los resultados de Oxígeno Disuelto analizados en las estaciones de monitoreo del estuario más cercanas a las descargas, para relacionar su influencia. Como resultado más significativo surge el mayor impacto de las descargas urbanas respecto a las industriales, siendo paradójicamente las primeras, las menos controladas. Se retoma el concepto de incentivar la minimización de la contaminación y la reconversión tecnológica versus la maximización de la recaudación.*

Palabras clave: Efluentes industriales y urbanos, DBO, DQO, Estuario

1. INTRODUCCIÓN

La descarga de materia orgánica de aguas residuales urbanas y/o industriales es una de las principales causas de la eutrofización, reducción del Oxígeno Disuelto y agotamiento de las formas de vida acuática. El estuario de Bahía Blanca es receptor de vuelcos de aguas residuales y su calidad podría verse afectada por aquellos no controlados, provenientes del sector doméstico, industrial y agropecuario. Es por ello que, contando con registros de monitoreos de DBO y DQO realizados a las descargas industriales y urbanas, ubicadas en el área de aplicación de la Ley Provincia Buenos Aires N° 12.530, se los evalúa espacial y temporalmente. Asimismo, se relacionan estas descargas con los monitoreos de Oxígeno Disuelto ejecutados en las aguas del estuario, a fin de analizar su impacto, generando recomendaciones de apoyo a la gestión de control.

Sin perder de vista el impacto al momento de una descarga de la DBO y la DQO que genera

un efluente, se plantea el efecto de las cargas másicas diarias en relación al tamaño del cuerpo receptor, cuestionando el principio el que contamina paga.

La investigación se enmarca dentro del Proyecto "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" (UTN-FRBB).

2. METODOLOGÍA

La investigación se realiza en base a la información del Programa Integral de Monitoreo (PIM), que se lleva adelante sobre el Área Industrial y Portuaria de Bahía Blanca [1].

Se recopilan, validan, procesan y analizan los resultados de los monitoreos de DBO y DQO por descarga industrial y/o cloacal, anualmente y a lo largo del período 2001-2012, comparando las distintas descargas por parámetro y respecto a los máximos establecidos para vuelco a cuerpo receptor fijados por la Ley Provincial N° 5.965 y su Decreto N° 336/03. Además, se establecen las cargas másicas diarias aportadas por cada descarga al estuario.

Por no contar en todos los monitoreos con registros de caudal, DBO y DQO, primero se obtuvieron los promedios ponderados de DBO o DQO (para los casos en que simultáneamente existía caudal), para luego determinar las cargas másicas, en función del promedio de todos los caudales aforados.

Se analiza la asiduidad de infracciones por descarga industrial y/o urbana respecto de los máximos establecidos por la legislación vigente, las descargas con mayor carga másica y el impacto de las mismas sobre las aguas del estuario en función del Oxígeno Disuelto.

Se geoposicionan todas las descargas y las estaciones de monitoreo sobre el estuario y se implementan en un Sistema de Información Geográfico para visualizar dicha relación.

Finalmente se elaboran consideraciones y/o recomendaciones finales.

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Estuario de Bahía Blanca se encuentra localizado al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, República Argentina, siguiendo una traza de unos 80 Km en dirección NO-SE.

En proximidades de la cabecera del estuario, sobre la costa norte, conviven las localidades de General Cerri, Ingeniero White y Bahía Blanca, una Reserva Natural, un balneario municipal, un Polo Petroquímico, un Parque Industrial y un área portuaria industrial integrada por los Puertos Cuatreros, Galván e Ingeniero White.

El trabajo analiza los resultados de DBO y DQO, de los monitoreos llevados a cabo por el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca, en las descargas antrópicas ubicadas en el área industrial y portuaria, las que se muestran en Figura N°1 y se corresponden a:

- Descarga de la Planta Transportadora Gas del Sur (TGS), que llega al estuario a través del Arroyo Saladillo de García, considerado cuerpo receptor de agua superficial.
- Efluentes de las empresas Solvay Indupa (con un punto unificado de descargas de las plantas Cloro Soda, PVC y VCM), y Dow Chemical (vuelco unificado de las plantas de



Figura N° 1 - Localización de las descargas y puntos de monitoreo

craqueo LHC I y LHC II y las descargas de las plantas EPE, LDPE y HDPE), que llegan al estuario a través del Canal Colector del Polo Petroquímico.

- Vuelcos puntuales de las empresas: Petrobras, Mega, Profertil, Central Piedra Buena, Cargill y Dow Chemical (Planta LLDPE-Barcaza, con vuelco discontinuo).
- Vuelcos urbanos de las Plantas Depuradoras de la Cuenca Principal de Bahía Blanca y de Ingeniero White. Esta última recibe las descargas de la empresa Air Liquide y de otras industrias de diferentes rubros de producción, radicadas en el Parque Industrial de la ciudad. A partir del año 2009, deriva sus efluentes a la Planta Depuradora Principal de Bahía Blanca.
- Descarga de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca de la ciudad de Bahía Blanca, que llega al estuario a través del Arroyo Saladillo de García.

Asimismo, en la Figura N° 1, se muestra la localización de los puntos en los cuales el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) ha monitoreado Oxígeno Disuelto, cuyos resultados se relacionan con los resultados de DBO y DQO de las descargas.

4. MARCO TEÓRICO

Casi la totalidad de las descargas que se realizan a cuerpos receptores contienen materia orgánica. En un agua residual de intensidad media, un 75% de los sólidos suspendidos y un 40% de sólidos filtrables son de naturaleza orgánica. Proceden de los reinos animal y vegetal y de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos están formados generalmente por una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno, junto con nitrógeno en algunos casos. Otros elementos importantes tales como azufre, fósforo y hierro pueden hallarse también presentes. Los principales grupos de sustancias orgánicas hallados en el agua residual son las proteínas (40 a 60 %), carbohidratos (25 a 50%), grasas y aceites (10 %). La urea, principal constituyente de la orina, es otro importante compuesto orgánico del agua residual. En razón de la rapidez con que se descompone, la urea es raramente hallada en un agua residual que no sea muy reciente. Junto con las proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, y la urea, el agua residual contiene pequeñas cantidades de un gran número de diferentes moléculas orgánicas sintéticas cuya estructura puede variar desde muy simple hasta sumamente compleja. Ejemplos típicos incluyen agentes tensoactivos, fenoles y pesticidas usados en la agricultura. Por otro lado, el número de estos compuestos aumenta año tras año al ir incrementándose la síntesis de moléculas orgánicas. La presencia de estas sustancias complica el tratamiento de aguas residuales, ya que muchas de ellas no pueden descomponerse biológicamente o bien lo hacen muy lentamente. Este factor justifica también el creciente interés por el uso de precipitación química seguida de adsorción por carbón activado para el tratamiento de aguas residuales [2].

Los indicadores generalmente más utilizados para la evaluación del contenido orgánico de efluentes de distintas descargas (industriales y/o cloacales) son: la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días y 20°C (DBO_5^{20}), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST), estos últimos no analizados en este trabajo.

La DBO y la DQO se utilizan para indicar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua provenientes principalmente de las descargas de aguas residuales, de origen municipal y no municipal. La primera indica la cantidad de materia orgánica biodegradable y la segunda, la cantidad total de materia orgánica. El incremento de la concentración de estos parámetros incide en la disminución del contenido de Oxígeno Disuelto en los cuerpos de agua con la consecuente afectación a los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, el aumento de la DQO indica presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales [3].

4.1. DBO

La DBO es la cantidad de oxígeno requerida por las bacterias, para estabilizar la materia orgánica biodegradable (carbonácea), bajo condiciones aerobias. Siendo la materia biodegradable la materia orgánica que sirve como alimento a los microorganismos y que

proporciona energía como resultado de su oxidación.

La cantidad de Oxígeno Disuelto consumido por un cierto volumen de una muestra de agua, para los procesos de oxidación bioquímica durante un período de 5 días a 20°C, ha sido estandarizada como un método de medición de la calidad de la muestra, y es conocida como prueba de DBO_5^{20} .

4.2. DQO

La DQO es un parámetro químico que determina la cantidad total de materia orgánica, en términos de la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidarla a dióxido de carbono y agua. La oxidación de dicha materia orgánica se efectúa utilizando agentes fuertemente oxidantes en un medio ácido. Sustancias que no son fáciles de digerir biológicamente, como la lignina, son oxidadas completamente como resultado de los oxidantes empleados. Debido a esto, los valores de la DQO son siempre mayores a la DBO, para un agua residual específica.

4.3. Relación DQO/DBO

La medición de DQO y DBO en una muestra de agua, está directamente relacionado con su grado de contaminación, así como con la naturaleza de la materia que compone los desechos sólidos, ya que a través de esta prueba es posible estimar qué proporción del total de la materia orgánica es biodegradable. Esto es de gran importancia en el proceso de digestión aeróbica, puesto que de antemano se conoce cuál es el mínimo residual de materia orgánica en un agua de desecho [4].

En muchos efluentes es posible correlacionar la DQO con la DBO. Esto resulta útil, pues la DQO puede determinarse en 3 horas versus 5 días que requiere la DBO, y una vez que la correlación ha sido confirmada o establecida, pueden utilizarse las medidas de DQO para el control de funcionamiento de la planta de tratamiento.

La relación DQO/DBO indica la biodegradabilidad del vertimiento; dicha relación debe ser superior a 1, ya que la DQO involucra tanto el contenido de materia orgánica como de materia inorgánica, mientras que la DBO solamente involucra el contenido de materia orgánica biodegradable. Cuando la concentración de DQO es bastante mayor, indica que el contenido del vertimiento es mayoritariamente inorgánico [5].

Para la presente investigación se trabaja con la relación inversa DBO/DQO, que consecuentemente debe ser siempre inferior 1, por lo que, cuanto menor sea la relación, indicará que el contenido del vertimiento es mayoritariamente inorgánico.

4.4. Oxígeno Disuelto

El Oxígeno Disuelto es necesario para la respiración de los microorganismos aerobios así como para otras formas de vida aerobia. La cantidad real de oxígeno que puede estar presente en una solución viene regida por: 1) solubilidad del gas; 2) la presión parcial del gas en la atmósfera; 3) la temperatura; y 4) la pureza del agua (salinidad, sólidos suspendidos, etc.). Puesto que la velocidad de las reacciones bioquímicas que utiliza el oxígeno se incrementa al aumentar la temperatura, los niveles de Oxígeno Disuelto tienden a ser más críticos en los meses de verano [2]. La actividad biológica y los procesos de mezcla debido a los

movimientos de agua de mar también influyen en la cantidad de Oxígeno Disuelto.

5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

La Figura N° 2 muestra todas las descargas monitoreadas en el Polo Petroquímico y Área Portuaria, y el número de análisis de DBO y DQO realizados sobre cada una de ellas, sumando entre todos para el período 2001-2012, unos 543 análisis de DBO y 998 análisis de DQO.

Las descargas más monitoreadas en general, fueron Solvay con 206 monitoreos y Cargill con 154, seguidas de Mega con 136, Petrobras con 129 y Profertil con 128 monitoreos.

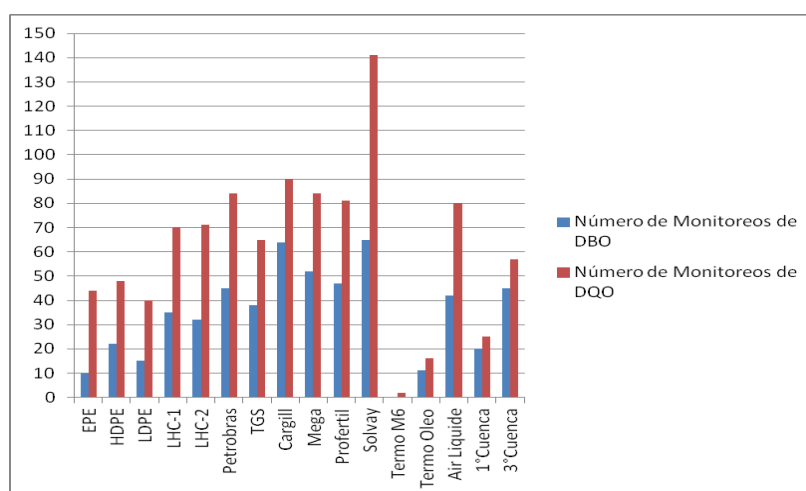


Figura N° 2 - Número de monitoreos realizados en cada descarga

5.1. Resultados de DBO

Se monitorearon en el período 2001-2011 catorce descargas industriales obteniéndose un total de 478 resultados de DBO y dos descargas urbanas, con 65 resultados.

En la Tabla N° 1 (Resultados de DBO), se pueden observar las descargas que superaron los máximos admitidos por la legislación vigente, el número de veces que se superó ese límite y el porcentaje que lo superó en función del número de veces que la descarga fue monitoreada.

De la misma Tabla surge que las descargas industriales que superaron en alguna oportunidad el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial, fueron: la descarga de Cargill el 60,9 % y la de Solvay el 38,5% de las veces monitoreadas. Otras cinco descargas industriales han superado los máximos admitidos, pero esto se ha producido por debajo del 7 % de las veces monitoreadas.

Además, los promedios ponderados de DBO de las dos primeras, superaron el máximo permitido, lo que justifica un análisis detallado de las mismas.

Si bien la descarga de Profertil nunca superó los máximos admitidos por la legislación vigente, debido a los altos caudales de vuelco, al analizar la carga másica promedio diaria, ésta arroja valores superiores a la carga másica promedio diaria de Cargill. Por tal motivo,

también merece un análisis más minucioso y comparativo con las otras descargas. En cuanto a las descargas urbanas, la descarga Cloacal de la Cuenca Principal Bahía Blanca superó el máximo admitido el 100% de las veces y la descarga de la denominada Tercera Cuenca superó el 75,5 % de las veces. Incluso el promedio de DBO excedió ampliamente el máximo admitido por la legislación vigente; siendo la carga másica diaria de la descarga Cloacal de la Cuenca Principal 32 veces superior a la descarga industrial con mayor carga másica (9377 kg/día vs. 287 kg/día).

5.1.1. Descarga Cargill

Esta descarga fue monitoreada 92 veces durante el período analizado, de las cuales en 64 oportunidades se analizó DBO y de éstas sólo en 56 se monitoreó simultáneamente DBO y caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 140,3 mg/l (superior al máximo admisible), lo que implica una carga másica de 115 Kg/d (42 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DBO de 992 mg/l el 02/02/11; con un pH= 8,4; DQO= 4325 mg/l; relación DBO/DQO= 0,23 y un caudal de 26 m³/h. Para este caudal la carga másica horaria implica 26 Kg/h.

Para el período analizado, a esta descarga se le asignaron diferentes cuerpos receptores de vuelco, por lo que cambiaron para la misma los valores máximos admisibles (Tabla N°1), aunque siempre volcó en el mismo punto y en las mismas condiciones, por lo el máximo admisible siempre debió ser el valor actual de 50 mg/l. Si se considera esta condición para esta descarga, como ya se mencionó, el 60,9 % de los resultados de DBO superan ese máximo admisible (39 veces). En cambio, considerando la primera fecha de monitoreo en que se comenzó a aplicar el máximo admisible para vuelco a curso de agua superficial (28/03/09), sobre 29 muestras 16 estuvieron por encima de este límite, lo que implica el 55 % de las veces.

5.1.2. Descarga Solvay Indupa

Esta descarga fue monitoreada 181 veces durante el período analizado, de las cuales en 65 oportunidades se analizó DBO y de éstas sólo 59 veces se monitoreó simultáneamente DBO y caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 66,1 mg/l (superior al máximo admisible), lo que implica una carga másica de 287 Kg/d (105 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DBO de 370 mg/l el 04/01/07; con un pH= 9,3; DQO= 670 mg/l, relación DBO/DQO= 0,55 y un caudal de 200 m³/h. Para este caudal la carga másica horaria implica 74 Kg/h.

Para el período analizado a esta descarga se le asignó siempre el mismo máximo admisible para vuelco a curso de agua superficial de 50 mg/l, el que superó el 38,5 % de las veces, o sea en 25 oportunidades.

DESCARGA	EPE ⁽¹⁾	HDPE ⁽¹⁾	LDPE ⁽¹⁾	LHC-1 ⁽¹⁾	LHC-2 ⁽¹⁾	Petrobras ⁽¹⁾	TGS ⁽¹⁾
Período	2002/2011	2001/2011	2002/2011	2001/2011	2002/2011	2001/2011	2001/2011
Q Prom. Todos Monitoreos (m ³ /h)	10,9	46,8	12,6	62,5	33,0	29,9	6,4
Caudal Medio (m ³ /día)	261	1122	302	1499	792	718	154
Caudal Medio (m ³ /año)	95325	409612	110411	547310	289031	262128	56357
Q Prom. Monitoreos DBO (m ³ /h)	7,4	48,3	7,8	67,5	17,0	34,8	4,9
Promedio Ponderado DBO* (mg/l)	11,7	18,9	20,0	27,8	34,0	35,3	19,6
N° de todos Registros de DBO	10	22	15	35	32	45	38
Máximo DBO (mg/l)	28	40	33	66	118	110	70
N° Veces Superado Máx. Adm.	0	0	0	1	1	3	2
% Superado Máx. Adm.	0,0%	0,0%	0,0%	2,9%	3,1%	6,7%	5,3%
Mínimo (mg/l)	3	2	2	8	7	3	4
Carga Promedio Diaria (kg/día)	3	21	6	42	27	25	3
Carga Promedio Anual (tn/año)	1	8	2	15	10	9	1

DESCARGA	Cargill ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	Mega ⁽¹⁾	Profertil ⁽¹⁾⁽²⁾	Solvay ⁽¹⁾	Termo M6 ⁽¹⁾⁽²⁾	Termo Oleo ⁽¹⁾⁽²⁾	Air Liquid ⁽³⁾
Período	2001/2011	2001/2011	2001/2011	2001/2011	2008/2010	2008/2011	2002/2011
Q Prom. Todos Monitoreos (m ³ /h)	34,1	16,6	285,5	180,9	61888,9	46,4	3,4
Caudal Medio (m ³ /día)	819	397	6851	4341	1485333	1114	81
Caudal Medio (m ³ /año)	298841	145057	2500755	1584403	542146667	406714	29510
Q Prom. Monitoreos DBO (m ³ /h)	36,2	18,6	352,8	185,1	No se midió	12,5	3,0
Promedio Ponderado DBO* (mg/l)	140,3	23,9	18,9	66,1	No se midió	14,2	8,5
N° de todos Registros de DBO	64	52	47	65	No se midió	11	42
Máximo DBO (mg/l)	992	76	46	370	No se midió	31	18
N° Veces Superado Máx. Adm.	39	2	0	25	No se midió	0	0
% Superado Máx. Adm.	60,9%	3,8%	0,0%	38,5%	No se midió	0,0%	0,0%
Mínimo (mg/l)	7	3	5	6	No se midió	5	1
Carga Promedio Diaria (kg/día)	115	10	129	287	No se midió	16	1
Carga Promedio Anual (tn/año)	42	3	47	105	No se midió	6	0

DESCARGA	Cloacales Cuenca Ppal. B. Bca ⁽¹⁾	Cloacales Tercera Cuenca ⁽¹⁾
Período	2011/2012	2009/2012
Caudal Estimado (m ³ /h)	2100	400
Caudal Estimado (m ³ /día)	50400	9600
Caudal Estimado (m ³ /año)	18396000	3504000
Promedio General DBO (mg/l)	186,1	92,9
N° de todos Registros de DBO	20	45
Máximo DBO (mg/l)	241	294
N° Veces Superado Max. Adm.	20	34
% Superado Máx. Adm.	100,0%	75,6%
Mínimo (mg/l)	135	8
Carga Estimada Diaria (kg/día)	9377	892
Carga Estimada Anual (tn/año)	3423	326

(1) Descarga a "Cuerpo de Agua Superficial": MÁXIMO ADMISIBLE DBO ≤ 50 mg/l

(2) Descarga a "Mar Abierto": MÁXIMO ADMISIBLE DBO ≤ 200 mg/l

(3) Descarga a "Colectora Cloacal": MÁXIMO ADMISIBLE DBO ≤ 200 mg/l

Tabla N° 1. Resultados DBO

5.1.3. Descarga de Profertil

Esta descarga fue monitoreada 83 veces en el período, de las cuales en 47 oportunidades se analizó DBO y de éstas en 42 se monitoreó simultáneamente DBO y caudal.

El promedio ponderado de DBO fue de 18,9 mg/l y el máximo medido fue de 46 mg/l, lo que implica que siempre cumplió con la legislación vigente. Sin embargo, debido a los altos caudales que vuelca, la carga másica fue de 129 Kg/d (47 ton/año).

El máximo DBO mencionado de 46 mg/l se midió en dos oportunidades: el 05/10/01, sin otras mediciones salvo DQO= 187 mg/l, relación DBO/DQO= 0,25; y el 30/08/04 con un pH= 8,2; DQO= 103 mg/l, relación DBO/DQO= 0,44 y un caudal de 135 m³/h. Para este último caudal la carga másica horaria implica 6 Kg/h.

Para el período analizado, a esta descarga se le asignaron diferentes cuerpos receptores de vuelco cambiando para la misma los valores máximos admisibles (Tabla N°1), aunque siempre volcó en el mismo punto y en las mismas condiciones, por lo que se considera que el máximo admisible siempre debió ser el valor actual de 50 mg/l. Esta descarga siempre se mantuvo por debajo de este máximo admisible, que es el más exigente.

5.1.4. Descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca

Si bien la descarga Cuenca Principal Bahía Blanca fue monitoreada en 28 oportunidades, en el período 2011 - 2012, en las que se analizó 20 veces DBO, no se dispone a la fecha de los datos de caudales aforados. Por tal motivo, se estimó un caudal de mínima de 50.400 m³/día, coincidente con datos aportados verbalmente por el CTE.

El promedio de DBO fue de 186,1 mg/l, el mínimo medido de 135 mg/l y el máximo medido de 241 mg/l, superando el 100% de las veces el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial de 50 mg/l. La carga másica promedio estimada es de 9377 Kg/día (872 tn/año).

El máximo DBO mencionado de 241 mg/l se midió el 15/11/11, con un pH= 8,2; DQO= 334 mg/l y relación DBO/DQO= 0,72.

5.1.5. Descarga Cloacal Tercera Cuenca

La descarga cloacal Tercera Cuenca fue monitoreada 64 veces, en el período 2009 – 2012, en las que en 48 oportunidades se analizó DBO. No se dispone a la fecha de registros de caudales, sin embargo, verbalmente se ha informado el valor estimado de 400 m³/h, resultando 9.600 m³/día. Este valor se ve incrementado continuamente con el correr del tiempo, dado que la red cloacal tributaria a la misma se encuentra en proceso de expansión, aumentando el número de conexiones domiciliarias al sistema.

De los 48 resultados de DBO, tres no se consideraron por haberse informado como "mayores que", no pudiéndose asumir cuán significativo es el valor. Por tal motivo, se consideran 45 mediciones.

El promedio de DBO fue de 92,9 mg/l, el mínimo medido de 8 mg/l y el máximo medido de 294 mg/l, superando el 75,6 % de las veces el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial de 50 mg/l. La carga másica promedio estimada es de 892 Kg/día (326 tn/año).

El máximo DBO mencionado de 294 mg/l, se midió el 09/12/09, con un pH= 7,5; DQO= 563 mg/l y relación DBO/DQO= 0,52.

5.1.6. Resumen de las descargas más significativas respecto a aporte de DBO

La Tabla N°2 muestra que:

- ✓ La descarga industrial que posee mayor promedio ponderado de DBO es la de menor carga másica promedio (Cargill), debido a su bajo caudal.
- ✓ La descarga industrial que tiene menor promedio ponderado y que nunca superó el máximo admitido, Profertil, posee una carga másica superior a la de Cargill, pero muy inferior a la de las descargas urbanas, esto se debe a la influencia del caudal.
- ✓ La descarga industrial que más impactó sobre el curso de agua superficial, en cuanto a consumo de oxígeno al momento de la descarga, por su máximo DBO fue Cargill.
- ✓ La descarga con mayor promedio ponderado de DBO es la Descarga Cloacal Cuenca Principal de Bahía Blanca
- ✓ Las mayores cargas másicas aportadas diariamente corresponden a descargas urbanas.
- ✓ Los mayores porcentajes de infracción a los máximos admitidos corresponden a las descargas urbanas.
- ✓ Las descargas con menos controles y/o registros de monitoreo de DBO son las urbanas.

DESCARGA	CARGILL	SOLVAY	PROFERTIL	CLOACAL CUENCA PPAL. B. BCA. (*)	CLOACAL TERCERA CUENCA (*)
Caudal promedio de todos los monitoreos (m3/h)	34,1	180,9	285,5	2100	400
N° de todos los registros de DBO	64	65	47	20	45
Promedio ponderado DBO (mg/l)	140,3	66,1	18,9	186,1	92,9
Máximo DBO (mg/l)	992	370	46	241	294
Número veces superado máximo admisible	39	25	0	20	34
Porcentaje superado máximo admisible	60,9	38,5	0	100	75,6
Carga Másica promedio diaria (Kg/d)	115	287	129	9377	892
Carga Másica promedio anual (t/año)	42	105	47	3423	326
(*) Carga másica promedio diaria y Carga másica promedio anual calculadas en función de caudal estimado.					

Tabla N° 2. Resumen de descargas más significativas en cuanto a aporte de DBO

5.2. Resultados de DQO

Se monitorearon en el período 2001-2011 catorce descargas industriales obteniéndose un total de 916 resultados de DQO y dos descargas urbanas con 82 resultados.

En la Tabla N°3 (Resultados de DQO), se pueden observar las descargas que superaron los máximos admitidos de vuelco por la legislación vigente, el número de veces que se

superó ese límite y el porcentaje que lo superó en función del número de veces que la descarga fue monitoreada.

De la misma Tabla surge que las descargas industriales que superaron el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial fueron: la descarga de Cargill el 50% y la de Solvay el 18,4% de las veces monitoreada. Otras cuatro descargas industriales han superado los máximos admitidos, pero esto se ha producido por debajo del 6% de las veces monitoreadas. No obstante ello, en la Tabla N°3 se puede observar que los valores máximos alcanzados para esas descargas han sido significativos: LHC II con 1472 mg/l; Petrobras con 395 mg/l; TGS con 370 mg/L y LHC I con 306 mg/l.

El único promedio ponderado de DQO que superó los máximos admitidos para vuelco a curso de agua superficial (250 mg/l) fue el de la descarga de Cargill con 437,6 mg/l.

El resto de las descargas industriales no han infraccionado en el período analizado.

Si bien las descargas de Termom6 y Profertil nunca superaron los máximos admitidos por la legislación vigente, debido a los altos caudales de vuelco, al analizar las cargas másicas promedio diarias, éstas arrojan valores superiores a la carga másica promedio diaria de Cargill, por tal motivo, también merecen un análisis más minucioso y comparativo con las otras descargas.

En cuanto a las descargas urbanas, la de la Cuenca Principal Bahía Blanca superó el máximo admitido el 96 % de las veces y la descarga de la Tercera Cuenca lo superó el 24,6 % de las veces.

5.2.1. Descarga Cargill

Esta descarga fue monitoreada 92 veces durante el período analizado, de las cuales en 90 oportunidades se analizó DQO y de éstas sólo en 76 simultáneamente DQO y caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 437,6 mg/l (superior al máximo admisible), lo que implica una carga másica de 358 Kg/d (131 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DQO de 6560 mg/l el 26/06/09, con un pH= 8,1; DBO= 830 mg/l, relación DBO/DQO= 0,13 y un caudal de 32,9 m³/h. Para este caudal la carga másica horaria implica 216 Kg/h.

Para el período analizado, a esta descarga se le asignaron diferentes cuerpos receptores de vuelco, cambiando para la misma los máximos admisibles (Tabla N°3), aunque siempre volcó en el mismo punto y en las mismas condiciones, por lo que se considera que el máximo admisible siempre debió ser el valor actual de 250 mg/l. Si se considera esta condición, para esta descarga el 50 % de los resultados de DQO superaron ese máximo admisible (45 veces). Considerando la primera fecha de monitoreo en que se comenzó a aplicar el máximo admisible para vuelco a curso de agua superficial (28/03/09), sobre 34 muestras, 17 estuvieron por encima de este límite, lo que implica también el 50% de las veces. El promedio ponderado para los monitoreos realizados después del 28/03/09 fue de 595 mg/l (superior al promedio ponderado general).

DESCARGA	EPE ⁽¹⁾	HDPE ⁽¹⁾	LDPE ⁽¹⁾	LHC-1 ⁽¹⁾	LHC-2 ⁽¹⁾	Petrobras ⁽¹⁾	TGS ⁽¹⁾
Período	2002/2011	2001/2011	2002/2011	2001/2011	2002/2011	2001/2011	2001/2011
Q Prom. Todos Monitoreos (m ³ /h)	10,9	46,8	12,6	62,5	33,0	29,9	6,4
Caudal Medio (m ³ /día)	261	1122	302	1499	792	718	154
Caudal Medio (m ³ /año)	95325	409612	110411	547310	289031	262128	56357
Q Prom. Monitoreos DQO (m ³ /h)	10,9	46,8	12,6	62,5	33,0	30,0	6,4
Promedio Ponderado DQO* (mg/l)	80,7	81,6	67,5	118,9	130,6	169,6	95,5
N° de todos Registros DQO	44	48	40	70	71	84	65
Máximo DQO(mg/l)	177	200	220	306	1472	395	370
N° Veces Superado Máx Adm	0	0	0	2	4	2	1
% Superado Máx. Adm.	0,0%	0,0%	0,0%	2,9%	5,6%	2,4%	1,5%
Mínimo (mg/l)	48	29	22	20	52	72	20
Carga Promedio Diaria (kg/día)	21	92	20	178	103	122	15
Carga Promedio Anual (tn/año)	8	33	7	65	38	44	5

DESCARGA	Cargill ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	Mega ⁽¹⁾	Profertil ⁽¹⁾⁽²⁾	Solvay ⁽¹⁾	Termo M6 ⁽¹⁾⁽²⁾	Termo Oleo ⁽¹⁾⁽²⁾	Air Liquid ⁽³⁾
Período	2001/2011	2001/2011	2001/2011	2001/2010	2008/2010	2009/2010	2002/2011
Q Prom. Todos Monitoreos (m ³ /h)	34,1	16,6	285,5	180,9	61888,9	46,4	3,4
Caudal Medio (m ³ /día)	819	397	6851	4341	1485333	1114	81
Caudal Medio (m ³ /año)	298841	145057	2500755	1584403	542146667	406714	29510
Q Prom. Monitoreos DQO (m ³ /h)	34,4	16,6	283,8	180,2	80000,0	57,0	3,4
Promedio Ponderado DQO* (mg/l)	437,6	54,6	66,3	174	49,0	32,1	30,6
N° de todos Registros DQO	90	84	81	141	2	16	80
Máximo DQO(mg/l)	6560	208	219	670	80	151	66
N° Veces Superado Máx Adm.	45	0	0	26	0	0	0
% Superado Máx. Adm.	50,0%	0,0%	0,0%	18,4%	0,0%	0,0%	0,0%
Mínimo (mg/l)	28	8	16	20	18	14	12
Carga Promedio Diaria (kg/día)	358	22	454	754	72781	36	2
Carga Promedio Anual (tn/año)	131	8	166	275	26565	13	1

DESCARGA	Cloacales Cuenca Ppal. B. Bca ⁽¹⁾	Cloacales Tercera Cuenca ⁽¹⁾
Período	2011/2012	2009/2012
Caudal Estimado (m ³ /h)	2100	400
Caudal Estimado (m ³ /día)	50400	9600
Caudal Estimado (m ³ /año)	18396000	3504000
Promedio General DQO (mg/l)	380,1	217,3
N° de todos Registros DQO	25	57
Máximo DQO (mg/l)	674	563
N° Veces Superado Máx. Adm.	24	14
% Superado Máx. Adm.	96,0%	24,6%
Mínimo (mg/l)	246	101
Carga Estimada Diaria (kg/día)	19158	2086
Carga Estimada Anual (tn/año)	6993	761

(1) Descarga a "Cuerpo de Agua Superficial": MÁXIMO ADMISIBLE DQO ≤ 250 mg/l

(2) Descarga a "Mar Abierto": MÁXIMO ADMISIBLE DQO ≤ 500 mg/l

(3) Descarga a "Colectora Cloacal": MÁXIMO ADMISIBLE DQO ≤ 700 mg/l

TABLA N° 3. Resultados DQO

5.2.2. Descarga Solvay Indupa

Esta descarga fue monitoreada 181 veces durante el período analizado, de las cuales en 141 oportunidades se analizó DQO y de éstas sólo en 99 oportunidades se monitoreó simultáneamente DQO y caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 174 mg/l (inferior al máximo admisible), lo que implica una carga másica de 754 Kg/d (275 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DQO de 670 mg/l el 04/01/07, con un pH= 9,3; DBO= 370 mg/l, relación DBO/DQO= 0,55 y un caudal de 200 m³/h. Para este caudal la carga másica horaria implica 134 Kg/h.

Para el período analizado a esta descarga se le asignó siempre el mismo máximo admisible para vuelco a curso de agua superficial (250 mg/l), el que superó el 18,4% de las veces, o sea en 26 oportunidades.

5.2.3. Descarga Profertil

Esta descarga fue monitoreada 83 veces durante el período analizado, de las cuales en 81 oportunidades se analizó DQO y de éstas sólo en 76 se monitoreó simultáneamente DQO y caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 66,3 mg/l, lo que implica que siempre cumplió con la legislación vigente. Sin embargo, debido a los altos caudales que vuelca la carga másica fue de 454 Kg/d (166 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DQO de 219 mg/l (por debajo del máximo de vuelco más estricto) el 26/12/07, con un pH= 8,6; DBO= 13 mg/l, relación DBO/DQO= 0,06 y un caudal de 220 m³/h. Para este DQO y este caudal la carga másica horaria es de 48 Kg/h.

Para el período analizado a esta descarga se le asignaron diferentes cuerpos receptores de vuelco, por lo que cambiaron para la misma los valores máximos admisibles (Tabla N° 3), pero siempre cumplió con el límite más estricto de 250 mg/l.

5.2.4. Descarga TermoM6

Esta descarga fue monitoreada 21 veces a partir del 24/01/08, de las cuales se analizó DQO sólo 2 veces simultáneamente con el aforo de caudal.

El promedio ponderado de este parámetro fue de 49 mg/l, pero debido al alto caudal, implica una carga másica diaria de 72781 Kg/d (26565 ton/año).

Para esta descarga se registró un máximo de DQO de 80 mg/l (por debajo del máximo de vuelco más estricto) el 09/06/10, con un pH= 7,6; sin medición de DBO y para un caudal de 80000 m³/h. Para este caudal la carga másica horaria implica 6400 Kg/h.

En las dos únicas oportunidades medidas no se superó el máximo de 250 mg/l.

5.2.5. Descarga Cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca

La descarga cloacal Cuenca Principal Bahía Blanca fue monitoreada en 28 oportunidades desde el 16/05/2011 hasta el 07/03/2012, en las que se analizó 25 veces la DQO. Las

consideraciones respecto a las estimaciones del caudal son las mismas expuestas para el análisis de DBO, con lo que el caudal estimado es de 50400 m³/día.

El promedio de DQO fue de 380,1 mg/l, el mínimo medido fue de 246 mg/l y el máximo medido fue de 674 mg/l, superando en el 96% de las veces el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial (250 mg/l). La carga másica diaria estimada es de 19158 Kg/día (6993 tn/año).

El máximo DQO mencionado de 674 mg/l se midió el 01/03/12, correspondiéndose con un DBO= 198 mg/l, relación DBO/DQO= 0,29.

5.2.6. Descarga Cloacal Tercera Cuenca

La descarga cloacal Tercera Cuenca fue monitoreada en 64 oportunidades desde el 01/04/2009 hasta el 04/10/2012, en las que se analizó 57 veces la DQO. El caudal tal como se mencionó para DBO se estima en 9.600 m³/día, valor que se ve incrementado continuamente, dado que la red cloacal tributaria a la misma se encuentra en proceso de expansión, aumentando el número de conexiones domiciliarias al sistema.

El promedio de DQO fue de 217,3 mg/l, el mínimo medido fue de 101 mg/l y el máximo de 563 mg/l, que coincide con el día del valor máximo para DBO. La descarga superó en el 24,6 % de las veces el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a curso de agua superficial (250 mg/l). La carga másica diaria estimada es de 2.086 Kg/día (761 tn/año).

El máximo DQO mencionado de 563 mg/l se midió el 09/12/09, con un pH= 7,5; un DBO= 294 mg/l y una relación DBO/DQO= 0,52.

5.2.7. Resumen de las descargas más significativas respecto a aporte de DQO

La Tabla N°4 muestra que, de las descargas denominadas más significativas:

- ✓ La descarga industrial que mayor número de veces superó el máximo admitido de 250 mg/l es, simultáneamente la que tiene el mayor promedio ponderado de DQO y un máximo de 6560 mg/l, valor que supera ampliamente el límite permitido. Sin embargo, la misma ha sido monitoreada prácticamente en la misma cantidad de oportunidades que algunas descargas industriales que nunca superaron el valor admisible (Mega, Profertil, Air Liquide). Esto lleva a considerar, si no sería más razonable volcar los recursos en controlar más a aquellas industrias que no cumplen con la legislación.
- ✓ Las mayores cargas másicas aportadas diariamente corresponden a TermoM6 (con bajos resultados de DQO pero con altos caudales) y a las dos descargas urbanas.
- ✓ Las descargas denominadas significativas con menos análisis de DQO realizados, son las recién enunciadas: Termo M6 y las dos descargas de efluentes urbanos. Respecto a la descarga TermoM6, no se pueden sacar conclusiones dado que la cantidad de monitoreos no es representativa (sólo dos), y si bien a simple vista muestra una alta carga másica, dicha descarga nunca superó los máximos admitidos y estuvo muy por debajo de dicho límite.
- ✓ El máximo porcentaje de infracción al máximo admitido corresponde a la descarga de los efluentes de la Cuenca Principal de Bahía Blanca (96 % de las veces). Esto merece

la misma consideración, respecto a asignar los recursos para el control de las descargas que más infraccionan la legislación vigente de vuelco.

DESCARGA	CARGILL	SOLVAY	PROFERTIL	TERMO M6	CLOACAL C. PPAL. B. BCA.	CLOACAL TERCERA CUENCA
Caudal promedio todos los monitoreos (m ³ /h)	34,1	180,9	285,5	61888,9	2100	400
N° de todos los registros de DQO	90	141	81	2	25	57
Promedio ponderado DQO (mg/l)	437,6	174,0	66,3	49	380,1	217,3
Máximo DQO (mg/l)	6560	670	219	80	674	563
N° veces superado máximo admisible	45	26	0	0	24	14
Porcentaje superado máximo admisible	50	18,4	0	0	96	24,6
Carga Másica promedio diaria (Kg/d)	358	754	454	72781	19158	2086
Carga Másica promedio anual (t/año)	131	275	166	26565	6993	761
(*) Carga másica promedio diaria y Carga másica promedio anual se calculan en función de caudal estimado.						

Tabla N° 4. Resumen de descargas más significativas en cuanto a aporte de DQO

5.3. Relación DBO/DQO

Para las descargas industriales consideradas significativas, con monitoreo simultáneo de DBO y DQO, se observó que:

- Cargill: el 73% de las veces DBO/DQO < 0,4 y 88,9 % de las veces DBO/DQO < 0,6
- Solvay: el 62,5 % de las veces DBO/DQO < 0,4 y 92.2% de las veces DBO/DQO < 0,6
- Profertil: el 74,5 % de las veces DBO/DQO < 0,4 y 95,7% de las veces DBO/DQO < 0,6

Estas relaciones deberían ser consideradas al momento de la elección del tratamiento de los efluentes de estas industrias, a fin de optar por el más adecuado; pues como se mencionó en el marco teórico cuando la concentración de DQO es bastante mayor, indica que el contenido del vertimiento es mayoritariamente inorgánico, por lo tanto se recomienda considerar tratamientos físico-químicos.

Por el contrario, para los efluentes urbanos no se pudo mostrar la misma tendencia. Para la descarga Cloacal de la Cuenca Principal Bahía Blanca la relación varía indistintamente entre 0,29 < DBO/DQO < 0,82 y de igual manera para la descarga de la Tercera Cuenca varía entre 0,06 < DBO/DQO < 0,88. Lo que advierte sobre el vuelco clandestino de efluentes industriales sin tratar a la colectora cloacal, con parámetros fuera de los establecidos por la legislación vigente.

5.4. Oxígeno Disuelto en aguas del Estuario

Respecto a los resultados de Oxígeno Disuelto en agua, obtenidos por el IADO [1] en las estaciones de monitoreo del estuario que se muestran en Figura N° 1, se desprende que para

las campañas informadas desde 2006, las menores concentraciones corresponden a las estaciones E2 (Cloaca), E3 (White) y E4 (Galván), con diferencia muy marcada respecto al resto de las estaciones monitoreadas. Por ejemplo, el 22/03/2011 el Oxígeno Disuelto bajó en E2 a 3,91 mg/l, en E3 a 3,87 mg/l y en E4 a 3,94 mg/l.

Si bien, los valores de Oxígeno Disuelto dependen de distintas variables como temperatura, salinidad, profundidad, procesos de mezcla por movimientos de agua de mar y actividad biológica, en Tabla N° 5 se muestran las descargas más significativas de DBO y DQO, cercanas a las estaciones de monitoreo más comprometidas en Oxígeno Disuelto (Estaciones E2 - E3 - E4) y/o más cercanas (E5 - E8):

DESCARGA	CARGILL	SOLVAY	PROFERTIL	TERMO M6	CLOACAL C. PPAL. B. BCA.	CLOACAL TERCERA CUENCA
Estaciones cercanas al Estuario	3-White 4-Galván	3-White 5-Maldon	3-White 4-Galván	3-White	2-Cloaca	8-Nueva Planta 3° Cuenca

Tabla N° 5. Relación monitoreo de descargas versus estaciones de monitoreo sobre el estuario

6. CONSIDERACIONES FINALES

- De la investigación surge que las descargas urbanas son las que más transgreden la legislación, siendo los porcentajes de infracción para DBO y DQO superiores a los porcentajes de las descargas industriales, y paradójicamente las descargas urbanas son las menos monitoreadas. Por ejemplo, para DBO, la descarga Cloacal de la Cuenca Principal de Bahía Blanca nunca cumplió con los máximos establecidos para vuelco fijados por la legislación vigente, y debido a sus altos caudales, la carga másica diaria aportada al estuario es 32 veces superior a la carga másica aportada por la descarga industrial que más contamina.
- La investigación permite mostrar la influencia del volumen de la descarga frente a la concentración, situación que debería ser considerada en la legislación y en los controles. La DBO como la DQO deberían ser evaluadas como impacto puntual del oxígeno que consumen al momento del vuelco, así como cargas másicas volcadas horariamente y/o diariamente, pues se considera que las consecuencias para el ambiente son distintas. Además, se debería considerar la capacidad de depuración del cuerpo receptor, en cuanto a caudales y renovación de agua del mismo, pues la contaminación de un cuerpo de agua depende de la cantidad y calidad del vuelco, así como del tamaño de la fuente y de su capacidad de asimilación. La condición del cuerpo de agua receptor debería ser tal que permita absorber sin impactos negativos la carga contaminante que recibe. En lo que respecta particularmente al estuario, si bien existen corrientes de marea, en el sector interno del mismo la magnitud de éstas no garantiza totalmente la renovación de las aguas. Al reglamentar la legislación, controlar y aplicar las sanciones correspondientes, se deberían tener en cuenta no sólo parámetros máximos admisibles, sino caudal y/o volumen del cuerpo receptor, cargas másicas volcadas, el número de monitoreos realizados a cada descarga, el número de veces superado el límite máximo

y en función de ello, el porcentaje de veces superado el límite. Estas últimas tres condiciones resultan importantes si se lleva la estadística del conjunto, pues al comparar distintas descargas, no será lo mismo sancionar a aquella que ha superado el máximo admisible el 50 % sobre 100 valores que sobre 2, pues la primera implica que habrá infringido la legislación en 50 oportunidades, mientras que la segunda sólo en 1 vez.

- En cuanto al vertido de efluentes, se debería reformular el principio “el que contamina paga”, fortaleciendo el marco normativo e incentivando a la minimización de la contaminación y a la reconversión tecnológica versus la maximización de la recaudación. Avanzando en programas de tratamiento de aguas residuales, con incentivos ligados a programas de reuso, uso racional del agua y utilización de energía renovable. Además, para lograr el cumplimiento de la legislación se requiere voluntad política, manifestada en la asignación de recursos y apoyo a los órganos de control existentes, para que éstos no estén ausentes.
- Es importante reconocer el avance que significa la Ley Provincia de Buenos Aires N°12.530 y la tarea de monitoreo constante del CTE (Municipalidad de Bahía Blanca); así como el acceso a la información disponible en su página web, que permite llevar adelante investigaciones de esta naturaleza.
- Finalmente, se deberían generar bases de datos de este tipo de descarga en toda la zona costera argentina, con diseño de indicadores y metodologías comparables, para que sean compartidos y se asegure su difusión.

7. REFERENCIAS

- [1] Municipalidad de Bahía Blanca - Comité Técnico Ejecutivo. *Programas Integrales de Monitoreo*. Bahía Blanca, Argentina. (2005 a 2011).
En:http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- [2] Metcalf Eddy. *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. Editorial Labor SA. Barcelona, España. (1981). ISBN: 84-335-6416-1
- [3] PNUMA - Programa de la Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Callejas González, Enrique. *Situación de los Recursos Hídricos y Marino-Costero en México*. SEMARNAT/México. San Salvador. República de El Salvador. (2010).
En:<http://www.pnuma.org/aguamiaac/SUBREGIONAL%20MESO/MATERIAL%20ADICIONAL/PRESENTACIONES/PARTICIPANTES/Mexico/Recursos%20Hidricos%20en%20Mexico.pdf>
- [4] Rocha Castro, E. *Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de aguas*. (2011).
En:<http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/parametros1.pdf>
- [5] DAMA – Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente / IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. *VI Fase de Seguimiento de Efluentes Industriales y Corrientes Superficiales de Bogotá D.C*. ISBN: 958-8067-10-3. Bogotá. Colombia. (2001). En:
http://www.cepal.org/ilpes/noticias/paginas/6/40506/9_Ideam_sf2003_VIFase_Seguimiento_EfluentesIndustriales.pdf

MONITOREO DE ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA ZONA OESTE DE LA PROVINCIA DE SANTA FE

Boglione, Rosana; Panigatti, Ma. Cecilia.; Griffa, Carina; Schierano, Ma. Cecilia; Laorden, Franco y Aimó, Corina.

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela.
GEM – Grupo de Estudios de Medio Ambiente
Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe. Argentina
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
laboratorio.quimica@frra.utn.edu.ar

Resumen. *El agua es un elemento de la naturaleza y su contaminación reviste importancia debido al impacto sobre los ecosistemas, la salud humana y la calidad de vida. Uno de los contaminantes es el Arsénico, que se encuentra en una amplia región del norte y centro de Argentina. El objetivo del presente trabajo es caracterizar aguas de pozo de la región oeste de la provincia de Santa Fe y generar un mapa de calidad de agua. Se tomaron 200 muestras de aguas, se referenciaron geográficamente y se caracterizaron a través de distintos parámetros fisicoquímicos. Con la información obtenida se está generando un mapa de calidad de agua, teniendo en cuenta las concentraciones de Arsénico y de Flúor. Respecto de los demás analitos, hay gran variabilidad según la ubicación, la profundidad y la actividad económica desarrollada. El mapa elaborado permitirá acceder a información importante para una adecuada gestión y aprovechamiento del agua disponible en la región. Además podrá servir como herramienta de diagnóstico, planificación urbana, evaluación de impacto ambiental y base para elaboración de índices de calidad y estudio de normas y leyes ambientales, en relación con la incidencia del Arsénico en particular, así como otros parámetros de calidad en general.*

Palabras claves: Agua subterránea, Arsénico, Flúor, Mapa.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento de la naturaleza, integrante de los ecosistemas naturales, fundamental para el sostenimiento y la reproducción de la vida en el planeta, ya que constituye un factor indispensable para el desarrollo de los procesos biológicos y geoquímicos. Su contaminación reviste importancia debido al impacto sobre los ecosistemas, la salud humana y la calidad de vida. Uno de los principales contaminantes que se encuentra en una amplia región del norte y centro de Argentina, es el arsénico, el cual puede llegar al agua por vía natural (desintegración y lixiviación de rocas y procesos geoquímicos naturales) o por vía antropogénica (minería, plaguicidas, preservantes de madera). La presencia natural de este elemento, ha sido atribuida a fenómenos geológicos asociados con el vulcanismo terciario y cuaternario desarrollado en la

Cordillera de los Andes, afectándose la calidad del acuífero Pampeano y de ciertos sectores del Puelche [1, 2, 3].

La Llanura Chaco-pampeana es una de las zonas más extensas del mundo afectada por la presencia de arsénico en aguas subterráneas [4], la región en estudio está comprendida dentro de este área. En este sector, las arenas Puelches alojan aguas de alta salinidad, por lo que sólo resultan aprovechables las capas superiores, de bajo caudal y calidad variable, existiendo áreas con ocurrencia de arsénico y flúor [5].

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, vejiga y del aparato digestivo. [6, 7, 8]. Estos problemas de salud son conocidos como HACRE (Hidroarsenicismo crónico regional endémico).

Otro elemento presente en el agua es el flúor, que en pequeñas concentraciones es esencial para el organismo desde el punto de vista de la nutrición humana, ya que es un oligoelemento imprescindible para la formación de huesos y dientes. El flúor que se ingiere procede de la dieta, estando presente en las aguas de bebida y también en los alimentos en pequeñas cantidades. A pesar de esto, sigue siendo un elemento claramente tóxico en el que sólo la cantidad de las dosis consumidas diferencia los efectos beneficiosos de los perniciosos. En altas concentraciones en las aguas, este elemento puede provocar fluorosis dental y de huesos [9]. Estas patologías, son intoxicaciones crónicas provocadas por la absorción repetida de pequeñas dosis de derivados fluorados y se refieren en general, al consumo de aguas relativamente ricas en flúor con concentraciones superiores a 2 mg/L. La mayoría de las aguas de pozo contienen 1,0 mg/L de flúor, sin embargo con concentraciones mayores a 1,5 mg/L se han observado manchas en los dientes, con niveles entre 3,0 a 6,0 mg/L puede producirse fluorosis ósea y cuando supera los 10 mg/L puede producirse fluorosis invalidante [10].

Las concentraciones de arsénico se correlacionan con las de flúor, en consecuencia ante elevadas cantidades de uno de estos elementos se observa alta concentración del otro, con la consiguiente acumulación de riesgos sanitarios [11, 12]. Las enfermedades relacionadas con arsénico y fluoruro afectan entre 2 y 8 millones de habitantes en Argentina [13].

El objetivo del presente trabajo es caracterizar aguas de pozo de la región oeste de la provincia de Santa Fe y generar un mapa de calidad de agua.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para realizar el presente estudio, se tomaron 200 muestras de agua subterránea en pozos ubicados en la región oeste de la provincia de Santa Fe (Figura 1), entre las coordenadas 29° 58' 11" y 31° 42' 19" de latitud Sur y desde el límite con las provincias de Córdoba y Santiago del Estero hasta la coordenada 61° 13' 53" de longitud Oeste. Considerando que la ciudad de Rafaela es el lugar con mayor concentración poblacional del área estudiada y que en la misma se han analizado gran cantidad de pozos, se realizó la georeferenciación en el plano de la ciudad.

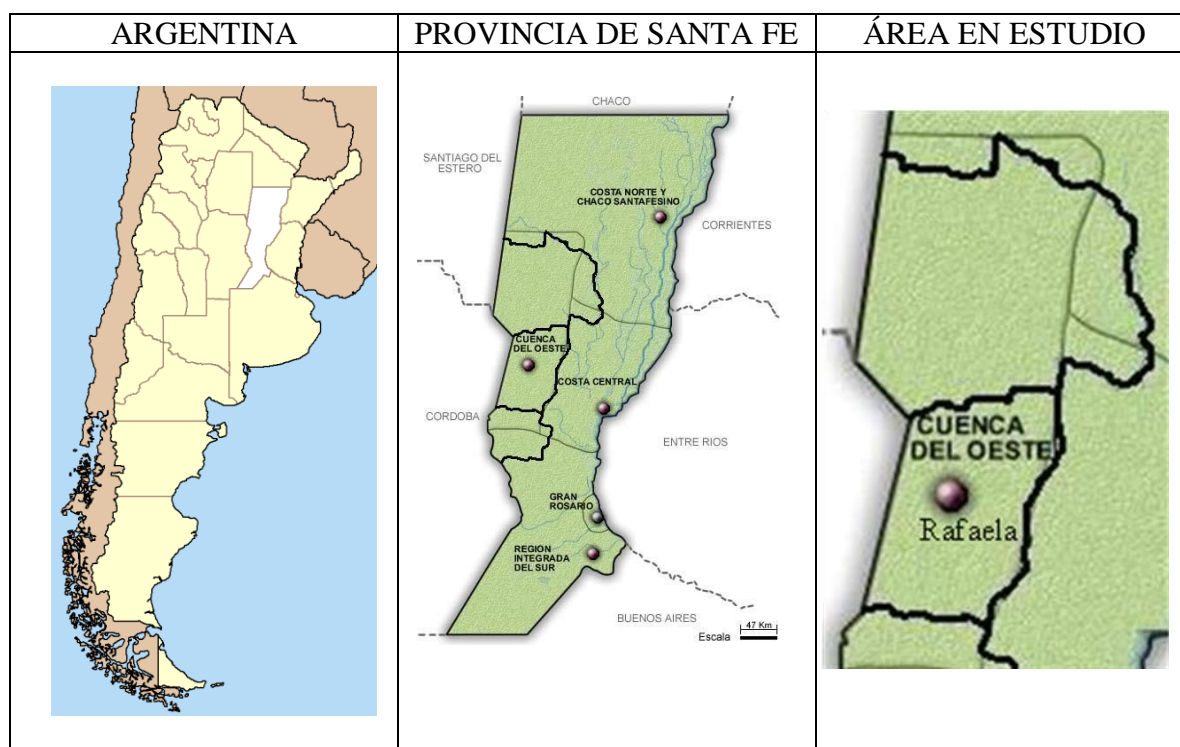


Figura 1: Ubicación de la zona en estudio.

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 muestras. Estos 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.

Cada uno de los puntos se georeferenciaron utilizando un navegador GPS Garmin Nüvi 30 y se caracterizaron las aguas a través de los siguientes parámetros fisicoquímicos: Arsénico (espectrometría de absorción atómica con inyección de flujo y generación de hidruros), pH (método electrométrico), sólidos totales (evaporación y secado en estufa a 105 °C), alcalinidad total (titulación ácido-base), dureza total (titulación con EDTA), calcio (titulación con EDTA), magnesio (diferencia entre dureza total y calcio), cloruros (titulación argentométrica), sulfato (turbidimetría), nitrato (método colorimétrico del ácido fenildisulfónico), nitrito (método colorimétrico con alfa-naftil amina), amonio (método de Nessler) y flúor (electrodo selectivo).

La metodología utilizada para la toma de muestra y análisis corresponde a la propuesta por APHA [14].

3. RESULTADOS

Se realizaron determinaciones de arsénico, en cada una de las muestras analizadas en la zona oeste de la provincia de Santa Fe, las cuales se representan en un mapa correspondiente a la zona en estudio (Figura 2). Se encontró una gran variabilidad de concentraciones que

oscilaron entre 0,02 y 2,00 mg As/L y los valores superiores a 1,50 mg As/L, se localizaron al sureste de la ciudad de Rafaela (aguas abajo de la misma).

Todas las concentraciones encontradas superaron el límite de 0,01 mg/L, establecido por el Código Alimentario Argentino [15], por lo tanto, según esta normativa ninguna de estas aguas es apta para consumo humano. Según la ley de la provincia de Santa Fe, el límite recomendado de arsénico es 0,05 mg/L, por lo tanto aquellas muestras identificadas con verde en el mapa de la Figura 2 estarían dentro del marco de esta ley.

Con respecto al uso del agua para consumo animal (bovino para leche o para carne), el límite recomendado es 0,20 mg/L según las normas internacionales NAS [16], mientras que según la Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051 [17], se consideran no aptas, aquellas con concentraciones superiores a 0,50 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.

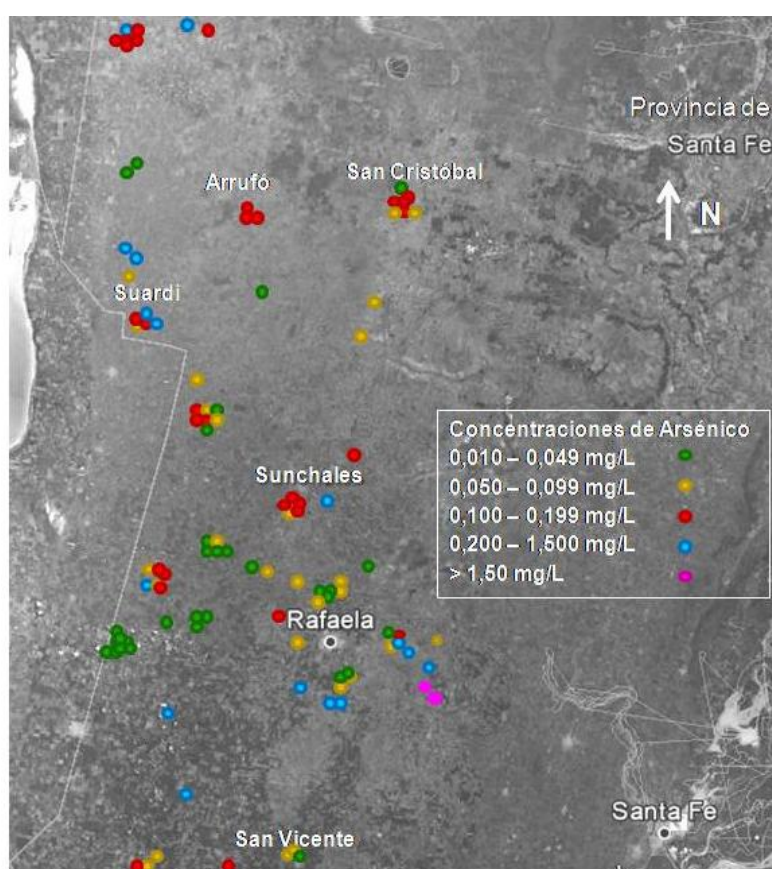


Figura 2: Mapa de la zona en estudio con las concentraciones de arsénico halladas.

La ciudad de Rafaela, cabecera del departamento Castellanos posee 100.000 habitantes y es la localidad más importante de la cuenca. En la Figura 3, se presenta el plano de la misma, en la que se detallan las concentraciones de arsénico de las aguas subterráneas. Como se puede observar, se encontraron valores que oscilaron entre 0,010 mg/L hasta 0,199 mg/L, superiores al límite establecido por el C.A.A. [15]. Estos valores revisten suma importancia ya que

varios barrios de la ciudad no cuentan con el suministro de agua de red, por lo que en algunos hogares, el suministro proviene de los pozos.



Figura 3: Plano de la ciudad de Rafaela con las concentraciones de arsénico.

Se realizó un estudio similar para el flúor, mostrándose en la Figura 4 las concentraciones encontradas en la zona en estudio y en la Figura 5 las mismas en el plano de la ciudad de Rafaela. Se encontró una gran variabilidad de concentraciones que oscilaron entre 0,30 mg/L y 3,00 mg/L. Según el Código Alimentario Argentino [15], las concentraciones de flúor deben estar comprendidas entre 0,70 y 1,20 mg/L, hallándose valores superiores en zonas que cuentan con mayores concentraciones de arsénico.

La presencia de arsénico en agua subterránea está asociada a la de flúor, ya que ambos provienen de la meteorización de minerales de origen volcánico y debido a las condiciones fisicoquímicas del agua que favorecen la migración de ambos compuestos.

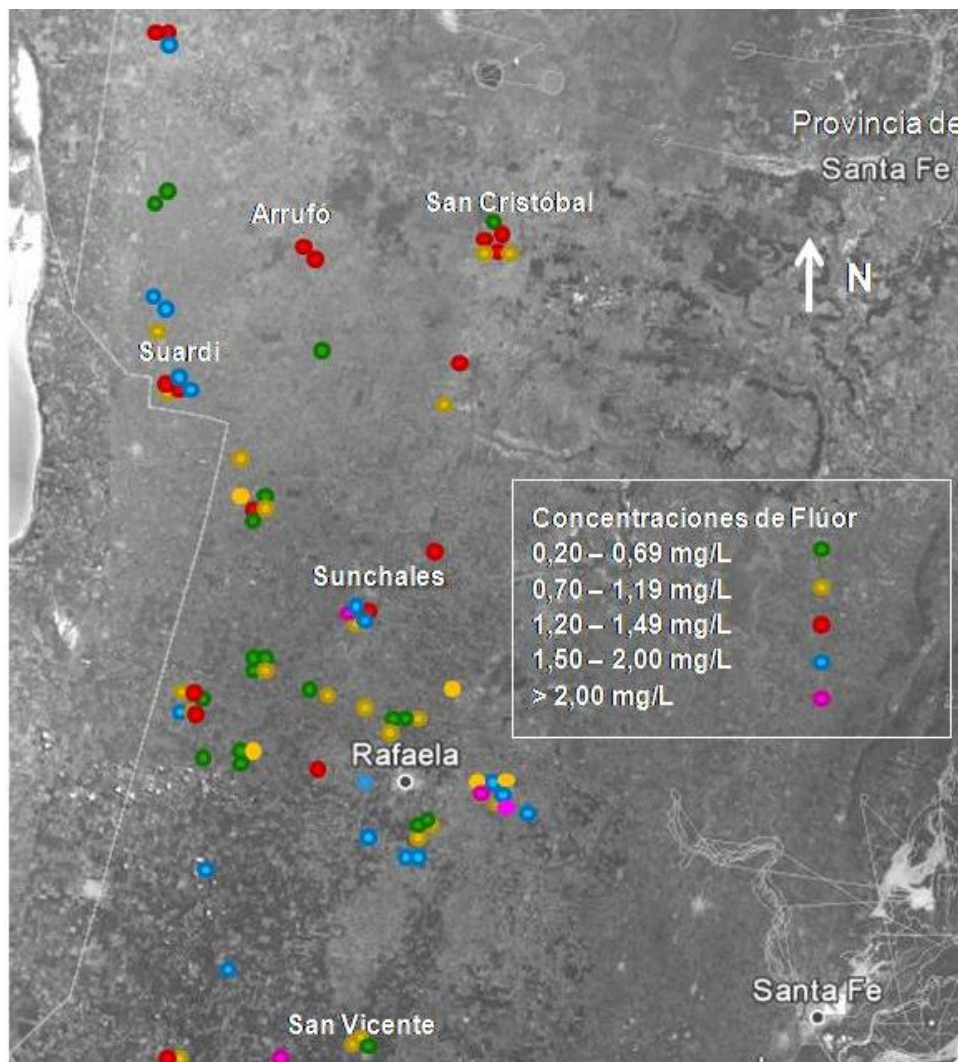


Figura 4: Mapa de la zona en estudio con las concentraciones de flúor encontradas.

En el caso del flúor, para las aguas de consumo animal, se consideran los valores normales entre 0,8 y 1,5 mg/L [18], siendo el límite tolerable de 2 mg/L [19]. Este elemento, en cantidades adecuadas es necesario para mantener la dureza de dientes y huesos, mientras que en dosis excesivas actúa retardando el crecimiento por intoxicación crónica. En los animales jóvenes sometidos a ingestiones excesivas de flúor, antes de la aparición de los dientes permanentes, los mismos sufren modificaciones en su estructura.



Figura 5: Plano de la ciudad de Rafaela con las concentraciones de flúor.

Respecto de los demás analitos, hay gran variabilidad según la ubicación, la profundidad y la actividad económica desarrollada. En la Tabla 1, se presentan los promedios del resto de los parámetros en estudio, incluyendo valores máximos y mínimos. El pH osciló entre 6,32 y 8,62, encontrándose en la mayoría de las aguas valores comprendidos dentro del rango de potabilidad establecido por el Código Alimentario Argentino [15] para consumo humano (entre 6,50 y 8,50). Para el consumo de bovinos, las aguas con valores de pH comprendido entre 7,00 y 7,50 se consideran las más aptas.

El contenido de sólidos totales, que incluye sales inorgánicas como cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos de calcio, magnesio y sodio, varía entre 208,0 y 19.213,0 mg/L obteniéndose menores concentraciones en la zona centro y sur del área en estudio y mayores valores en el norte. Las aguas localizadas en esta última región, no son aptas para consumo humano, e incluso aquellas con valores de sólidos totales superiores a 7000 mg/L no son aconsejables para consumo animal.

Se observaron comportamientos similares para los demás parámetros, en el caso de cloruros, dureza, calcio, magnesio y sulfatos, aquellas muestras que cumplen con los límites establecidos por el C.A.A. para consumo humano se encuentran en la región centro y sur [15]. Los cloruros se encuentran asociados con el sodio, dándole sabor salado al agua. Las formas

combinadas con calcio y magnesio dan sabor amargo y, si están en exceso, pueden provocar diarrea.

Con respecto al agua para consumo animal, en aquellas zonas con altas concentraciones de cloruros, los bovinos pueden presentar intoxicación crónica. Las sales de sulfatos son las que poseen efecto más adverso, ya que el límite de tolerancia para el ganado se considera de 1500 mg/L y a concentraciones superiores a 2800 mg/L, es probable que naturalmente los animales no beban ese agua. El magnesio es necesario en la alimentación del ganado bovino, pero en muchos pozos se encuentra en exceso y combinado con el sulfato otorga al agua sabor amargo.

Parámetros	Promedio	Valor máximo	Valor mínimo	Lím. C.A.A
pH	7,46	8,62	6,32	6,5 – 8,5
Sólidos totales (mg/L)	2670,6	19.213,0	208,0	< 1500
Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)	622,9	958,4	82,6	-
Cloruros (mg Cl ⁻ /L)	482,7	6084,0	100,8	< 350
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	266,5	3047,4	23,5	< 400
Calcio (mg Ca ⁺² /L)	64,3	615,6	6,5	-
Magnesio (mg Mg ⁺² /L)	37,0	367,3	4,0	-
Sulfatos (mg SO ₄ ⁻² /L)	605,8	5947,8	23,0	< 400
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	130,1	681,0	3,1	< 45
Nitritos (mg NO ₂ ⁻ /L)	0,19	0,26	< 0,05	< 0,10
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	0,31	0,60	< 0,05	< 0,20

Tabla 1. Concentraciones promedio y valores máximos y mínimos correspondientes a los parámetros fisicoquímicos analizados en la zona en estudio.

Las altas concentraciones de nitritos y fundamentalmente de nitratos, presentes en algunas aguas analizadas, indicarían contaminación con materia orgánica o con fertilizantes nitrogenados. El ion nitrato es uno de los contaminantes más comunes identificados en el agua subterránea, ya que es un anión de sales solubles que es fácilmente arrastrado dentro del suelo y hacia el acuífero con el agua de drenaje. El exceso de nitratos en agua de bebida constituye un riesgo para la salud. Éstos se reducen a nitritos en el tracto intestinal, los cuales en la sangre oxidan el hierro de la molécula de hemoglobina, pasando a metahemoglobina, incapaz de transportar oxígeno. Estas transformaciones provocan, en infantes, la enfermedad conocida como metahemoglobinemia o “enfermedad del niño azul” [20]. Para el consumo animal, ante la presencia de elevadas concentraciones de nitratos en el agua, el proceso es similar al que ocurre en humanos, ya que también son reducidos a nitritos altamente tóxicos.

Con respecto al ion amonio se encuentra generalmente en bajas concentraciones en las aguas subterráneas, debido a que es adsorbido en las partículas y arcillas del suelo y no se extrae fácilmente por lixiviación, lo que implica que posee una baja movilidad.

4. CONCLUSIONES

- Según lo que refleja el mapa correspondiente a la zona oeste de la provincia de Santa Fe, las aguas subterráneas en general no son aptas para consumo humano, ya que contienen altas concentraciones de elementos contaminantes tales como arsénico y flúor.
- Respecto a su uso para consumo animal, aunque se encontró mayor variabilidad, es importante tener en cuenta que 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.
- En el caso de las aguas en las que se determina alta concentración de nitratos, nitritos o amonio, se debería efectuar un análisis bacteriológico ante la posibilidad de la existencia de gérmenes patógenos.
- Se continuará trabajando para mejorar el mapa elaborado y que éste permita acceder a información para una adecuada gestión y aprovechamiento del agua disponible en la región para diferentes usos. Además podrá servir como herramienta de diagnóstico, planificación urbana, evaluación de impacto ambiental y base para elaboración de índices de calidad y estudio de normas y leyes ambientales, en relación con la incidencia del arsénico en particular, así como otros parámetros de calidad en general.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Nicolli, H.; O' Connor, T.; Suriano, J.; Koukharsky, M.; Gomez Peral, M.; Bertini, I.; Cohen, I.; Corradi, I.; Baleani O. y Abril, E. "Geoquímica del arsénico y otros oligoelementos en aguas subterráneas de la llanura sudoriental de la Provincia de Córdoba". *Academia Nacional de Ciencias*, Córdoba, Argentina (1985).
- [2] Nicolli, H.; Suriano, J.; Gomez Peral, M.; Ferpozzi, L. y Baleani, O. "Groundwater Contamination with Arsenic and other Trace Elements in an Area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina". *Environmental Geology Water Science*, Vol. 14:1, pp. 3-16, (1989).
- [3] Bundschuh J.; Pérez Carrera, A. y Litter, M.I. (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).
- [4] Smedley, P. y Kinniburgh, D. "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters". *Appl. Geochemistry* 17, pp. 517-568, (2002).
- [5] Vázquez, H.; Ortolani, V.; Rizzo, G.; Bachur, J. y Pidustwa, V. "Arsénico en aguas subterráneas criterios para la adopción de límites tolerables". XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Brasil. pp, 17, (2000).

- [6] 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).
- [7] 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).
- [8] 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).
- [9] De la Sota, M., Puche, R., Rigalli, A., Fernandez, M.L., Benasatti, S., Boland, R. Modificaciones de la masa ósea y en la homeóstasis de la glucosa en residentes de la zona de Bahía Blanca con alta ingesta de flúor. Buenos Aires, Argentina, *Medicina*. Vol. 57, pp. 417–20, (1997).
- [10] Organización Panamericana de la Salud. “*Guías para la calidad del agua potable*”, (1985).
- [11] 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).
- [12] 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).
- [13] 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).
- [14] APHA. “*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*”. 20th Edition. American Public Health Assoc., N. York. (2001).
- [15] *Código Alimentario Argentino*. “Artículo 982 - (Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007)”. (2007).
- [16] NAS (National Academy of Sciences) “*More water for arid lands*”. National Academy of Sciences. (1974).
- [17] *Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051*. Decreto Reglamentario 831. (1993).
- [18] Bavera, G.; Rodriguez, E.; Beguet, H.; Bocco, O. y Sanchez, J. “*Manual de aguas y aguadas para el ganado*”. Ed. Hemisferio sur, Buenos Aires. pp. 284, (2001).
- [19] NCR (National Research Council) Nutrient requirements of dairy cattle. Seventh revised edition. *Nat. Acad. Press*, Washington DC. pp 408, (2001).
- [20] Leanza, L. N.; Parente, J.; Varanese, C. y Echeverría, P. “Presencia de Nitratos en el Agua Subterránea del Norte Bonaerense”. *Revista Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, Vol. 9, pp. 1-5, (2005).

ABATIMIENTO DE ARSÉNICO EN AGUAS Y DISPOSICIÓN FINAL SEGURA

Meichtry¹, Jorge M.; De Seta^{1,3}, Elizabeth G.; López^{1,2}, Alberto R.; Reina¹, Fernando D.; Bressan², Silvio A.; Domingo², Esteban J.; Tojo², Natalia R.; Bianchi², Mariela P.; Lan¹, Luis E.; Mugrabi¹, Fernando I.

1: 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>

2: 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>

3: 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>

Resumen. *En este trabajo se estudió la capacidad de abatimiento de As(III) y As(V) por adsorción en una arcilla natural, y mediante adsorción-coprecipitación empleando Fe(0). Además, se estudió la lixiviación de los residuos sólidos y su eventual disposición final mediante cementación.*

Los estudios de capacidad de remoción mostraron que son necesarios 5 g de arcilla o 0,1 g de Fe(0) para eliminar 1 mg de As(V) o As(III) de una solución acuosa a pH 7. Las isotermas de adsorción para As(V) y As(III) en arcilla se ajustaron a un modelo tipo Freundlich, siendo mayor la capacidad a pH ácido y disminuyendo en presencia de materia orgánica. La cinética de adsorción de As(V) en arcilla respondió a un comportamiento biexponencial, mientras que para As(III) el comportamiento es complejo, con un período de inducción.

Los experimentos de lixiviación para los residuos sólidos generados, sometidos a diferentes condiciones de secado, mostraron que ésta es despreciable para As(V) e inferior al 1% para As(III); no se observó lixiviación de los residuos de Fe(0). Los ensayos mecánicos de compresión y flexión realizados en probetas de cemento, conteniendo un 10% de residuo arcilloso, mostraron una disminución de la performance en comparación con el material sin arcilla.

Palabras clave: Abatimiento Arsénico, Adsorción, Disposición Final, Propiedades Mecánicas.

1. INTRODUCCIÓN

El arsénico es un elemento ampliamente disperso en la corteza terrestre, constituyendo el vigésimo elemento en abundancia [1] y es también un contaminante geogénico que está presente de forma natural en aguas subterráneas de diversas regiones del mundo [2,3]. El consumo de aguas contaminadas con As puede ocasionar la aparición de enfermedades en la piel y cáncer [¡Error! Marcador no definido.¡Error! Marcador no definido.], lo que ha llevado a que la OMS fije un límite máximo en aguas para consumo humano de 10 ppb [4], estimándose en más de 100 millones de personas la población mundial expuesta [¡Error! Marcador no definido.]. Debe destacarse que este límite no considera la dependencia existente entre la especie de arsénico y su toxicidad: las especies orgánicas son menos tóxicas, y la toxicidad del As(III) es muy superior a la del As(V) [¡Error! Marcador no definido.]. En nuestro país los primeros casos de envenenamiento por consumo de agua con As reportados datan de hace un siglo [5], relacionándose su consumo con el Hidroarsenismo Crónico Regional Endémico (HACRE), enfermedad que se manifiesta por lesiones de la piel y pueden derivar en cáncer. La contaminación natural de aguas subterráneas por arsénico afecta a 4 millones de personas en Argentina, especialmente en regiones rurales o en núcleos de población dispersa no conectada a redes de agua potable, y por lo general de escasos recursos económicos.

El impacto causado por la contaminación de aguas por arsénico ha llevado al desarrollo y mejora de procesos de tratamientos de aguas que sean aptos para remover este contaminante, entre los cuales pueden mencionarse los siguientes [¡Error! Marcador no definido.¡Error! Marcador no definido.¡Error! Marcador no definido.,6,7,8]:

- a) Coagulación-precipitación: en estos procesos el As es removido por precipitación, co-precipitación o adsorción en la superficie de los oxohidróxidos de las sales de aluminio o hierro utilizadas;
- b) Adsorción: suelen emplearse diferentes materiales como carbón activado, alúmina activada, arena arcillas y compuestos de hierro; de estos materiales, las arcillas pueden destacarse por su bajo costo y simplicidad de utilización, aunque su capacidad de adsorción es limitada; los compuestos de hierro incluyen al hierro cerivalente, los óxidos formados producto de su corrosión en presencia de oxígeno disuelto tienen una gran capacidad de retener arsénico;
- c) Resinas de intercambio iónico: estos procesos involucran materiales naturales o sintéticos, generalmente de base polimérica y de mayor eficiencia, de costo medio a elevado;
- d) Filtración por membranas y ósmosis inversa: el primero es especialmente útil cuando el As se encuentra en forma particulada, se pueden lograr remociones significativas con procesos de microfiltración o ultrafiltración combinados con coagulación. En el caso de la ósmosis inversa, este proceso también ha demostrado ser apto, aunque solo se obtiene una fracción menor del agua alimentada, lo que puede ser una gran dificultad en regiones en donde el agua es escasa.

Resulta importante tener en cuenta que no existe una solución aplicable a todas las poblaciones por igual, para la seleccionar el proceso de remoción a aplicar, se deberá tener en cuenta la concentración de arsénico en el agua, el núcleo poblacional, la geografía del lugar,

el tipo de fuente, la especiación de arsénico, etc. [¡Error! Marcador no definido.]. Por ejemplo, los métodos a, b y c son eficientes para remover a la especie As(V), que se adsorbe más fuertemente en suelos y minerales [9] y suele encontrarse en forma iónica en agua [¡Error! Marcador no definido., ¡Error! Marcador no definido.], mientras que son menos efectivos en eliminar al As(III), que es una especie neutra y de mayor movilidad [¡Error! Marcador no definido., ¡Error! Marcador no definido.].

En nuestro país se están desarrollando sistemas que utilizan arcillas naturales logrando una remoción de más del 95% [10]; si bien se trata de tratamientos de bajo costo y simplicidad es preciso tener presente los residuos que se generan con el fin de prevenir posteriores contaminaciones. Con el objetivo de diseñar un proceso económico, de simple uso y mantenimiento sencillo para abatimiento de arsénico en agua, se propone evaluar la remoción de As(III) y As(V) en matrices acuosas, a partir de la adsorción y/o coprecipitación en arcillas naturales y hierro cerivalente. En esta etapa se suman y completan experimentos realizados previamente con nuevos experimentos de abatimiento de As(III), así como también ensayos que permitirán evaluar alternativas para la disposición final de los residuos generados.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Materiales y Reactivos

Los materiales activos estudiados para remover As 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 [11], analizándose la composición de los principales elementos involucrados en la remoción de As [12-14]: 9,26 % m/m de aluminio, 3,98 % m/m de hierro y 0,064 % m/m de manganeso.
2. *Hierro cerivalente (Fe(0))*: de alta pureza (>99,8%), con un tamaño de partícula comprendido mayoritariamente (> 95%) entre malla 20 (0,84 mm) y malla 200 (0,074 mm).

Reactivos: ácido ascórbico (99%), molibdato de amonio (98%), tartrato de antimonio (99%), ácido sulfúrico (98%), ácido perclórico (70%). Los demás reactivos empleados fueron de calidad analítica de calidad analítica.

Agua destilada, de baja conductividad, empleada para preparar las soluciones conteniendo As a tratar.

Arena silícea, tipo oriental, estudiada como eventual soporte inerte en dispositivos filtrantes.

Cemento portland normal (CP40), empleado para fabricar las probetas evaluadas como alternativas de disposición final de los residuos sólidos.

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.
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.

2.3. Técnicas analíticas empleadas

Determinación de As(V): Se utilizó la modificación de la norma ISO 6878-1 para la determinación de fosfatos en agua [15] realizada por Lenoble y col. [16] (límite de cuantificación para As mediante esta técnica es de 50 ppb)

Determinación de As(III): Se realizó mediante la determinación de As total por oxidación previa del As(III) con KMnO_4 , según se describe en [¡Error! Marcador no definido.].

Determinación de Fe(II): Se analizó por formación del complejo con *o*-fenantrolina [17] (límite de detección 0,025 ppm).

Determinación de Fe(III): Se analizó por formación del complejo con anión tiocianato [18] (límite de detección 0,1 ppm).

2.4. Desarrollo de los experimentos

Experimentos de abatimiento de As: Se realizaron a temperatura ambiente (16 - 20°C), en Erlenmeyers de 250 ml con arcilla, Fe(0) y sus mezclas. Se pesó la cantidad necesaria de adsorbente, agregándose a 200 ml de solución de As ($[\text{As}]_0 = 5 \text{ ppm}$), una vez realizado el ajuste del pH. Las muestras se filtraron a través de un filtro de nitrato de celulosa de 0,22 μm de poro y 25 mm de diámetro, para su análisis.

Preparación de probetas: Se prepararon según las especificaciones de la Norma IRAM 1622, 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.

3. RESULTADOS

3.1 Cinética de adsorción de As(V) y As (III) en la arcilla

El estudio cinético permitió evaluar la velocidad de remoción de As(V) y As(III) ($[\text{arcilla}] = 2,5 \text{ y } 5 \text{ \% m/v}$), la concentración de As en solución se ajustó a un modelo biexponencial.

Según la evolución temporal presentada se propone la existencia de dos tipos distintos de sitios de adsorción de As, uno que adsorbe más rápidamente, definido como proceso 1, y otro

más lento definido como proceso 2. (ec. (1)).

$$[\text{As}]_S = A_1 \times \exp^{-t/t_1} + A_2 \times \exp^{-t/t_2} + [\text{As}]_\infty \quad (1)$$

$[\text{As}]_S$ representa la concentración de As total en solución, A_1 y A_2 representan el As removido por los procesos 1 y 2, t_1 y t_2 son los tiempos característicos de los procesos 1 y 2 y $[\text{As}]_\infty$ representa al As no removible por adsorción. Los resultados se muestran en la Figura 1.

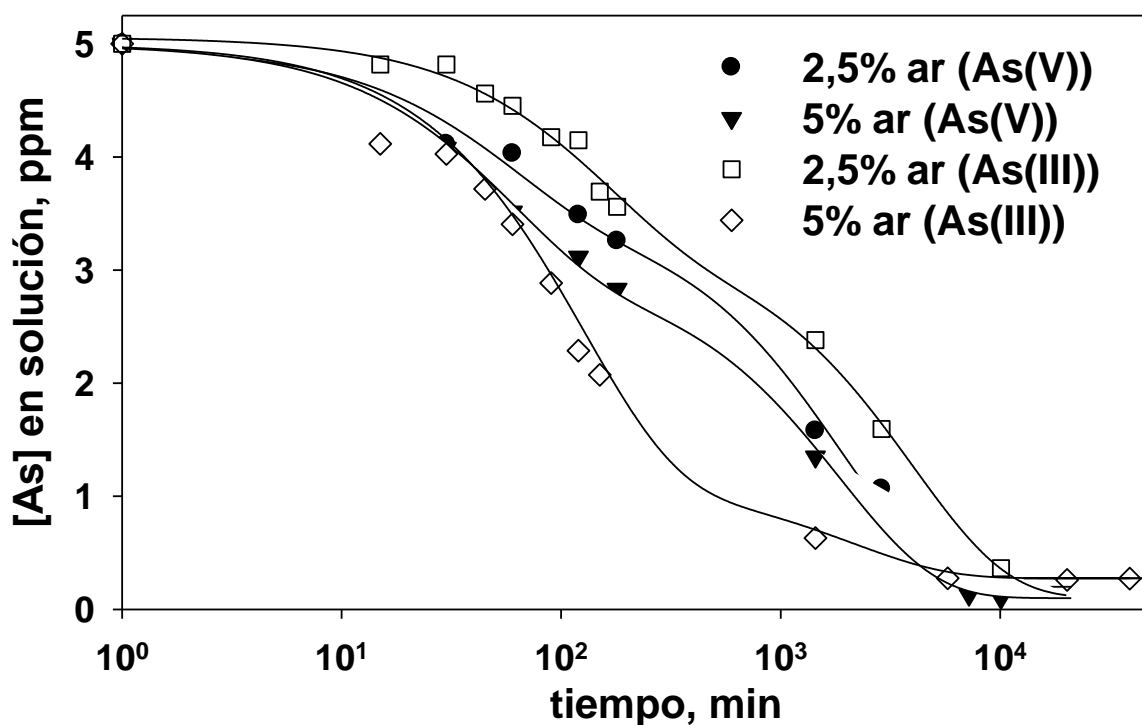


Figura 1. Cinética de adsorción de As(V) y As(III) en arcilla.

Condiciones: $[\text{As}]_0 = 5$ ppm, pH 7, $T = 16$ °C. Líneas: ajuste de los resultados experimentales con la ec. (1).

Experimento	A_1 , ppm	t_1 , min	A_2 , ppm	t_2 , min	$[\text{As(V)}]_\infty$, ppm	R^2
2,5% ar (As(V))	$1,5 \pm 0,3$	56 ± 25	$3,3 \pm 0,3$	1860 ± 310	$0,2 \pm 0,1$	0,996
5% ar (As(V))	$2,1 \pm 0,2$	57 ± 25	$2,8 \pm 0,1$	1890 ± 310	$0,10 \pm 0,05$	0,991
2,5% ar (As(III))	$1,8 \pm 0,2$	150 ± 46	$3,2 \pm 0,26$	4005 ± 1334	$0,10 \pm 0,26$	0,997
5% ar (As(III))	$3,9 \pm 0,7$	122 ± 32	$0,82 \pm 0,1$	1972 ± 950	$0,28 \pm 0,12$	0,996

Tabla 1. Parámetros de ajuste de la ec. (1) a los datos de la Figura 1.

Se observa que la ec. (1) ajusta muy bien a los resultados experimentales obtenidos. Pueden apreciarse claramente dos procesos con tiempos característicos t_1 y t_2 que difieren en más de un orden de magnitud. Por otro lado, al incrementarse la concentración de arcilla aumenta la proporción del As removido por el proceso rápido (A_1). Estos resultados indican que puede asumirse que existen dos tipos de sitios en la arcilla, uno más fácilmente accesible asociado con el proceso 1, y otro menos accesible asociado con el proceso 2.

Los valores de t_1 son mayores para As(III), lo que puede relacionarse con una menor afinidad de esta especie por los óxidos de Al y Fe de la arcilla, haciendo más lento el proceso de adsorción; debe destacarse que, para todas las condiciones estudiadas, los valores de t_1 obtenidos indican que, utilizando una concentración de arcilla adecuada, podría lograrse en 3 hs un tratamiento apropiado de un agua conteniendo 1 ppm de As (concentración máxima de As en la gran mayoría de las fuentes de agua normalmente utilizadas), independientemente de la especie química de As.

Procesos equivalentes de adsorción de As(V) en suelos han sido reportados previamente [19-20], con una etapa inicial rápida que es seguida de un proceso notoriamente más lento. Zhang & Selim [**¡Error! Marcador no definido.**] asignan este comportamiento a la presencia de múltiples equilibrios con tres sitios de adsorción distintos, lo que resulta en un modelo cinético más complejo que la ec. (1); por su parte, Smith & Naidu [**¡Error! Marcador no definido.**] no ajustan sus resultados experimentales a ningún tipo de cinética. La decisión de emplear el modelo cinético de la ec. (1) se justifica por su mayor simplicidad y excelente ajuste a los resultados experimentales obtenidos.

Los valores de A_{∞} , si bien son superiores al límite recomendado por la OMS, se encuentran dentro del error de la técnica analítica empleada; debe mencionarse que también es posible un aporte de P(V) de la arcilla por desplazamiento de este anión de parte del As(V) [21-22], produciendo un error por exceso en la determinación de As(V) y As total.

3.2. Efecto del pH en la capacidad de la arcilla para abatir As(V) y As(III)

En la Tablas 2 se muestran los resultados obtenidos al evaluar el efecto del pH en la capacidad de la arcilla (2,5% de concentración de arcilla) de remover As(V) luego de 24 hs de reacción.

<i>pH inicial</i>	<i>pH final</i>	<i>[As(V)] remanente, ppm</i>
5,5	5,8	0,87
6,4	6,44	1,58
7	6,85	1,56
8,5	7,4	1,94

Tabla 2. Efecto del pH en la remoción de As(V) por tratamiento con arcilla. Condiciones: $[As(V)]_0 = 5$ ppm, $T = 16$ °C, 2,5 % de arcilla, 24 hs de reacción.

Se evidencia mayor remoción a menor pH, posiblemente debido al efecto de una mayor atracción electrostática entre el anión H_2AsO_4^- presente mayoritariamente a $5,5 < \text{pH} < 6,0$ y los grupos oxohidróxidos metálicos de la arcilla (Fe, Al) responsables de la remoción de As por adsorción [¡Error! Marcador no definido.¡Error! Marcador no definido.¡Error! Marcador no definido.-14]; este efecto del pH en la remoción de As(V) en montmorilonita, caolinita e illita, minerales normalmente presentes en arcillas, ha sido reportado previamente [23]. En la Tabla 3 se muestran los resultados de experimentos equivalentes realizados con As(III); en este caso, se estudió también la concentración de As(V) formado a partir de la oxidación parcial del As(III).

<i>pH inicial</i>	<i>pH final</i>	<i>[As(III)] remanente, ppm</i>	<i>[As(V)] remanente, ppm</i>
5,5	5,4	2,47	0,04
7	6,0	2,65	0,04
8,5	6,1	2,93	0,12
10,3	7,9	2,98	0,26

Tabla 3. Efecto del pH en la remoción de As(III) por tratamiento con arcilla. Condiciones: $[\text{As(III)}]_0 = 5 \text{ ppm}$, $T = 16 \text{ }^\circ\text{C}$, 2,5 % de arcilla, 24 hs de reacción.

Tal como se observó en los resultados cinéticos mostrados en la sección 3.1, la capacidad de la arcilla para remover As(III) es menor que para remover As(V), lo que se relaciona con la mayor movilidad de esta especie. La dependencia de la capacidad de adsorción de As(III) con el pH sigue la misma tendencia observada para As(V), con una disminución en el As(III) adsorbido al aumentarse el pH, lo cual también puede asignarse a menor afinidad entre la superficie con carga eléctrica crecientemente negativa de los óxidos y el As(III) (neutro a valores de pH inferiores a 9,2 [¡Error! Marcador no definido.]).

Se observa también una mayor concentración de As(V) remanente a pH alcalinos, lo cual ha sido reportado previamente [¡Error! Marcador no definido.]. Esto puede deberse a la desorción por adsorción competitiva de iones hidróxido del As(V) formado de la oxidación del As(III) adsorbido en la arcilla [¡Error! Marcador no definido.,24]; la posible oxidación del As(III) por el oxígeno disuelto puede descartarse debido a la lenta cinética de esta reacción [25-26].

3.3 Capacidad de remoción de As(V) en arcilla, hierro cerovalente y sus mezclas

Se realizaron experimentos con concentraciones iniciales variables de los distintos materiales activos estudiados, empleados solos o de forma conjunta, con el objeto de evaluar su capacidad de remoción de As(V) de una solución con concentración inicial de As(V) constante.

En todos los casos la relación entre la concentración de As(V) en solución y la concentración de adsorbente fue ajustada correctamente a la ec. (2):

$$[\text{As(V)}]_S = [\text{As(V)}]_R \times \exp^{-\alpha \times \% m / v} + [\text{As(V)}]_\infty \quad (2)$$

En esta ecuación, $[As(V)]_S$ representa la concentración de As(V) en solución, $[As(V)]_R$ la concentración de As(V) removible por adsorción, α es una constante de primer orden para la adsorción de As(V) y $[As(V)]_\infty$ representa al As(V) no removible por adsorción. Los resultados de remoción obtenidos para arcilla y Fe(0) y el ajuste de la concentración de As(V) en solución a la masa de material activo según la ec. (2) se muestran en la Figura 2 y la Tabla 4.

El tiempo de reacción empleado para arcilla y Fe(0) fue significativo (24 hs y 168 hs, respectivamente), debido a que en el caso de Fe(0) la remoción de As(V) tiene lugar en sus productos de corrosión, siendo este proceso el limitante en la velocidad de remoción. Debe destacarse que este tiempo de reacción no implica necesariamente un tiempo de residencia del proceso, ya que es posible obtener una corrosión previa del Fe(0).

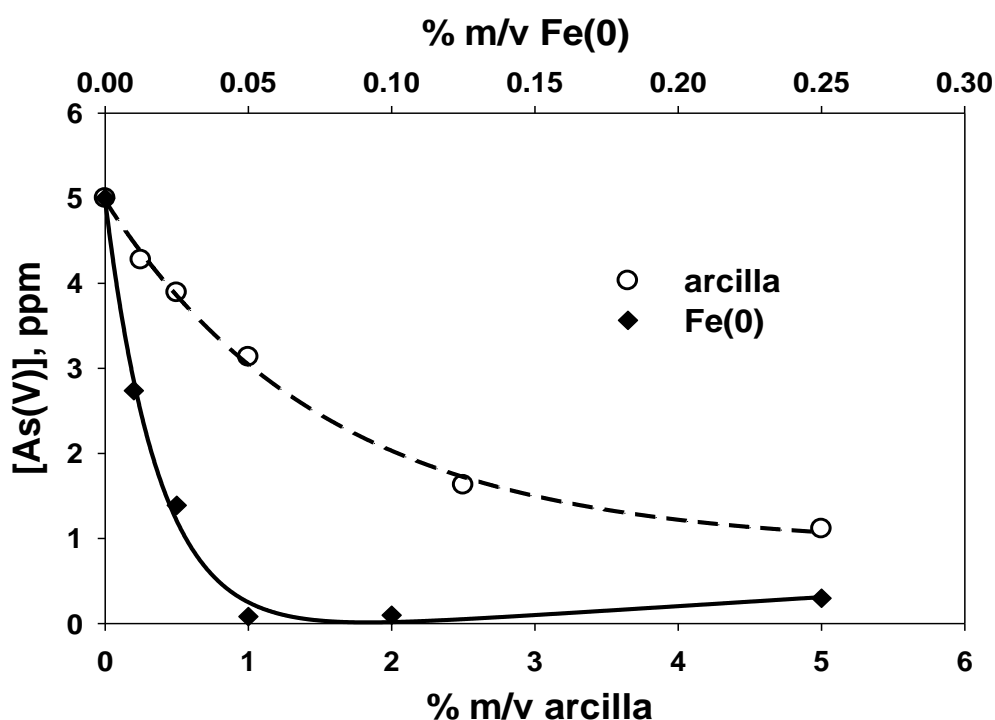


Figura 2. Capacidad de remoción de la masa de adsorbente en la concentración de As (V). Condiciones: $[As(V)]_0 = 5$ ppm, pH 7 (ajustado con NaOH), $T = 16$ °C (cte.). Tiempo de reacción: arcilla: 24 hs, Fe(0): 168 hs (7 días). Línea llena: ajuste de los resultados experimentales a la ec. (2).

Adsorbente	$[As(V)]_R$, ppm	$[As(V)]_\infty$, ppm	α , $(\% m/v)^{-1}$	R^2
arcilla	$4,1 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,1$	64 ± 6	0,998
Fe(0) (hasta 0,1% m/v)	$5,0 \pm 0,2$	0	5900 ± 700	0,992

Tabla 4. Parámetros de ajuste de la ec. (2) a los datos de la Figura 2.

La Figura 2 muestra una adecuada remoción de As(V) con $[ar] \geq 2,5\%$ y $0,05 \leq [Fe(0)] \leq 0,1\%$. El aumento de $[Fe(0)]$ disminuye la remoción, posiblemente por una incompleta oxidación. En la Figura 3 se observa la $[As]$ remanente en ensayos realizados con As(V) y As(III) con las cantidades óptimas de arcilla y Fe(0) de la Figura 2. La $[As]$ corresponde al valor de pseudo-equilibrio (168 y 648 hs de reacción para As(V) y As(III), respectivamente).

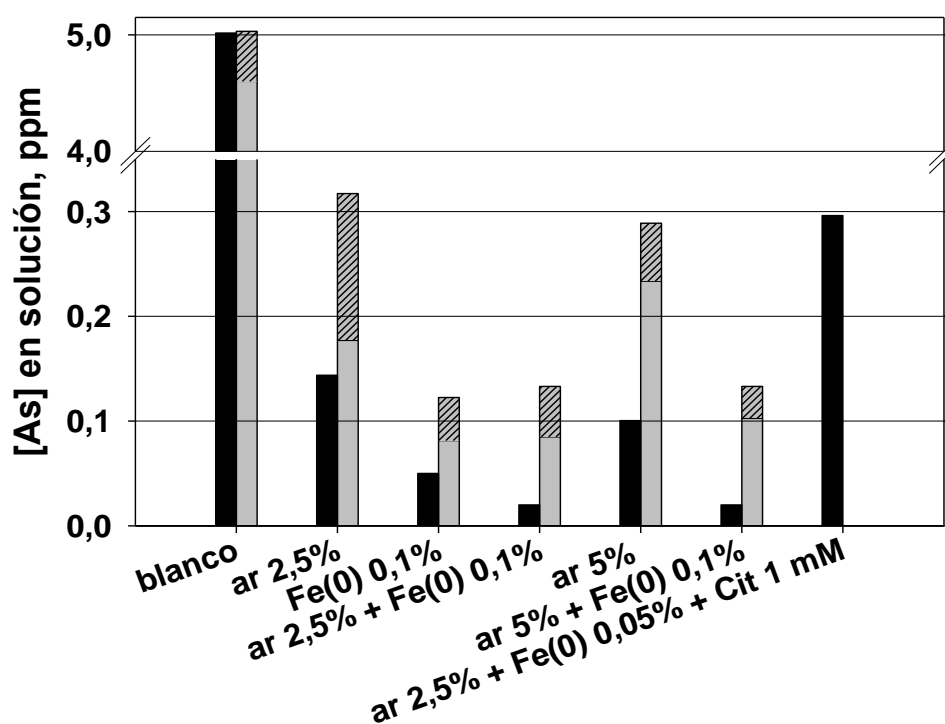


Figura 3. Capacidad de remoción de As de la arcilla y del Fe(0).

Condiciones: $[As]_0 = 5$ ppm, pH 7 (ajustado con NaOH), $T = 16$ °C (cte.). Tiempo de reacción: 168 hs (As(V), barras negras y 648 hs (As(III), barras grises; la barra gris lisa representa As(III), la barra gris a rayas As(V)).

Como se puede observar las mayores remociones se alcanzan con Fe(0), para el caso de As(V) se alcanzan valores por debajo del límite de detección. Si bien la arcilla resulta efectiva para remover As su capacidad es inferior y requiere una masa de adsorbente significativamente mayor. La transformación parcial del As(III) a As(V), puede deberse a la acción del O_2 del aire. La combinación de Fe(0) con arcilla no aumenta significativamente la remoción total. En ningún caso se detectó la presencia de Fe(II) o Fe(III) en solución.

3.4 Estabilidad del As(V) y del As(III) adsorbido en la arcilla

Se efectuaron experimentos de desorción de As, el residuo arcilloso con As(V) y As(III) se secó a 30 °C y 100 °C y se calcinó a 700 °C y luego se colocó en agua durante 7 días.

<i>Tratamiento</i>	<i>Muestra con As(V)</i>	<i>% de As lixiviado</i>	<i>Muestra con As(III)</i>	<i>% de As lixiviado</i>
<i>Secado a 30 °C durante 7 días</i>	2,5% m/v	0,42	2,5% m/v	3,70 (77% como As(V))
	5% m/v	0,42	5% m/v	6,69 (87% como As(V))
<i>Secado a 100 °C durante 7 días</i>	2,5% m/v	0,21	2,5% m/v	1,49 (76% como As(V))
	5% m/v	0,35	5% m/v	3,15 (94% como As(V))
<i>Calcinación a 700 °C durante 3 horas</i>	2,5% m/v	4,4	2,5% m/v	9,10 (55% como As(V))
	5% m/v	21	5% m/v	11,12 (98% como As(V))

Tabla 5. Estudio de desorción de As de arcilla. Condiciones: [arcilla] = 4 % m/v, pH 7, T = 16 °C. Tiempo de reacción: 168 hs. Entre paréntesis se indica el % del As desorbido que se encuentra como As(V).

La Tabla 5 muestra que la desorción de As(V) en las muestras secadas a 30 y 100 °C es prácticamente despreciable mientras que en las muestras calcinadas se detecta un mayor porcentaje desorbido. Este aumento podría atribuirse a una modificación superficial en la arcilla y/o a la desorción de especies de P(V) procedentes de la materia orgánica calcinada, las cuales interfieren en la técnica analítica empleada [**¡Error! Marcador no definido.**, **¡Error! Marcador no definido.**]. Se observa también, que la desorción en las muestras de residuo arcilloso con As(III) es mayor y se encuentra mayoritariamente liberado como As(V).

3.5 Disposición de los residuos generados: estudios de resistencia mecánica

La adopción de un método adecuado para la remoción de As debe considerar no solo su costo, efectividad y simplicidad de implementación y control, sino también que los residuos generados deben tener la posibilidad de ser dispuestos de forma segura. Una alternativa posible es el empleo de los residuos sólidos generados en materiales de construcción, como ladrillos o cemento [27]. En particular, para el caso del cemento, se ha determinado que una mayor concentración de Ca favorece la inmovilización del As pentavalente, mientras que una alta concentración de óxidos de Fe incrementa la lixiviación de As y genera un material de malas propiedades estructurales [**¡Error! Marcador no definido.**]; se ha reportado que para concentraciones de hasta 500 ppm el As(V) no modifica las propiedades del cemento [28]. Se elaboró un mortero de cemento portland reemplazando el 10 % de arena por residuo, mezcla de arcilla y Fe(0) con As adsorbido. Además, se preparó otro mortero reemplazando el 10 % de arena por Fe(0), sin contaminación de As, como mortero testigo, previo a su elaboración el material fue dejado en agua durante 24 hs con el propósito de oxidar las

partículas de hierro. Se prepararon probetas prismáticas de 4 x 4 x 16 cm, las que se identificaron como (As) para el caso del mortero preparado con residuo y como (T) para el material testigo. La Tabla 6 muestra los resultados obtenidos para los ensayos de resistencia mecánica.

<i>Ensayo</i>	<i>Flexión (Kg/cm²)</i>	<i>Compresión (Kg/cm²)</i>
<i>Probetas (As)</i>	165	345
<i>Probetas (T)</i>	210	391

Tabla 6. Ensayos de flexión y compresión sobre probetas prismáticas de cemento portland. Condiciones: Probetas (As), reemplazo del 10% de arena por residuo; Probetas (T), reemplazo del 10% de arena por Fe(0). Desmolde a las 72 hs. 28 días de edad

Los resultados muestran, en las probetas preparadas con un 10% del residuo contaminado con arsénico, un decrecimiento en la resistencia a la flexión del 21% y un 12% en la resistencia a la compresión, cuando se los compara con las probetas testigo.

Se atribuye la disminución de resistencia mecánica del mortero con As con respecto al mortero testigo a la presencia de arcilla. Esta arcilla puede haber absorbido parte del agua de hidratación del cemento provocando esta disminución.

4. CONCLUSIONES

Los modelos de capacidad de remoción de As(V) en función de masa de adsorbente para arcilla y Fe(0) obtenidos, permitieron determinar que el Fe(0) es un adsorbente más eficiente que la arcilla, y que el As(III) presenta más dificultades que el As(V) para su abatimiento.

El comportamiento de tipo biexponencial que observado en la cinética de adsorción en arcilla para el As(V) y el As(III) podría estar asociado a dos tipos de sitios de adsorción. Se observa un período de inducción inicial para el caso de As(III), que podría deberse a la necesidad de una oxidación parcial previa a la adsorción.

La remoción por arcilla de As(V) y As(III) es mayor cuando aumenta la acidez del agua tratada.

La desorción de As(V) de la arcilla sometida a secado es despreciable en las muestras usadas para As(V), mientras que en las empleadas con As(III) hay una desorción importante como As(V). Más estudios son necesarios para evaluar si la especie desorbida de la arcilla calcinada es As(V) o P(V).

Los ensayos de resistencia mecánica realizados sobre las probetas de cemento portland que incluyen el material arcilloso contaminado muestran una disminución significativa, se requieren más ensayos para determinar una proporción adecuada que permita mantener las características mecánicas del cemento portland o en su defecto establecer los posibles usos considerando las nuevas propiedades mecánicas.

REFERENCIAS

- [1] Sharma, V.K., Sohn, M., 2009. *Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation*, Environ. Intern. 35, 743–759.
- [2] Litter, M.I., Morgada, M.E., Bundschuh, J., 2010. *Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption*, Environ. Pollut. 158, 1105–1118; Litter, M.I., Sancha, A.M., Ingallinella, A.M., 2010. *Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas*. IBEROARSEN, CYTED (ed.), Argentina; Bhattacharya, P., Welch, A.H., Stollenwerk, K.G., McLaughlin, M.J., Bundschuh, J., Panaullah, G., 2007. *Arsenic in the environment: Biology and Chemistry*. Sci. Total Environ. 379, 109–120.
- [3] Mohan, D., Pittman, C.U., 2007, *Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review*. J. Hazard. Mat. 142, 1–53.
- [4] OMS, 2008. *Guidelines for Drinking-water Quality, 3^{ra} ed.* WHO (ed.), Ginebra, Suiza.
- [5] Goyenechea, M., 1917. *Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell-Ville*. Rev Med de Rosario 7, 485.
- [6] Newcombe, R.L., Möller, G., 2006. *Arsenic Removal from Drinking Water: A Review*. Blue Water Technologies, Inc.. Hayden, ID.
- [7] Noubactep, C., Caré, S., Togue-Kamga, F., Schöner, A., Woafó, P., 2010. *Extending Service Life of Household Water Filters by Mixing Metallic Iron with Sand*. CLEAN – Soil, Air, Water 38, 951–959.
- [8] Geucke, T., Deowan, S.A., Hoinkis, J., Pätzol, Ch., 2009. *Performance of a small-scale RO desalinador for arsenic removal*. Desalination 239, 198–206.
- [10] Howell, R.J., 1994. *Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils*. Appl. Geochem. 9:279–286.
- [11] De Esparza, M. L., Wong de Medina, M., 1998. *Abatimiento de arsénico en aguas subterráneas para zonas rurales*. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, CEPIS/OPS. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/acrobat/percca02.pdf>
- [12] Meichtry, J.M., Castiglia, M.D., Mugrabi, F., Reina, F.D., De Seta, E.G., Bressan, S., López, A.R., Domingo, E. “Remoción de Arsénico en Agua Mediante Materiales de Bajo Costo y Segura Disposición Final”, 1^{er} Congreso Argentina y Ambiente 2012, M. Dos Santos Afonso y R. M. Torres Sánchez (Editores), Asociación Argentina para el Progreso de las Ciencias (2012). pag 980–985, pag tot. 1126.
- [13] De Vitre, R., Belzile, N., Tessier, A., 1991. *Speciation and adsorption of arsenic on diagenetic iron oxyhydroxides*. Limnol. Oceanog. 36, 1480–1485;
- [14] Sullivan, K.A., Aller, R.C., 1996. *Diagenetic cycling of arsenic in Amazon shelf sediments*. Geochim. Cosmochim. Acta 60, 1465–1477.
- [15] Chang Chien, S.-W., Chen, S.-H., Geethangili, M., Huang, H.B., 2012. *Adsorption Characteristics of Aqueous Arsenic(III) and Arsenic(V) in Taiwan Soils*. Int. J. Appl. Sci. Eng. 10, 333–344.
- [16] Afnor, 1997. *Détermination de la concentration en phosphate - Ammonium molybdate spectrometric method*. Norma ISO 6878-1:1986, Tomo 3, 265–290, París, Francia.

- [17] Lenoble, V., Deluchat, V., Serpaud, B., Bollinger, J.C., 2003. *Arsenite oxidation and arsenate determination by the molybdene blue method*. *Talanta* 61, 267–276.
- [18] Schilt, A.A., 1969. *Analytical applications of 1,10-phenanthroline and related compounds*, 1^{ra} ed. Pergamon (ed.), Oxford, Gran Bretaña.
- [19] Woods, J.T., Mellon, M. G., 1941. *Thiocyanate Method for Iron. A Spectrophotometric Study*. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* 13, 551–554.
- [20] Zhang, H., Selim, M., 2005. *Kinetics of Arsenate Adsorption-Desorption in Soils*. *Environ. Sci. Technol.* 39, 6101–6108.
- [21] Smith, E., Naidu R., 2009. *Chemistry of inorganic arsenic in soils: kinetics of arsenic adsorption-desorption*. *Environ. Geochem. Health* 31, 49–59.
- [22] Violante, A., Pigna., M. 2002. *Competitive Sorption of Arsenate and Phosphate on Different Clay Minerals and Soils*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1788–1796.
- [23] Manning, B.A., Goldberg, S., 1996. *Modeling Competitive Adsorption of Arsenate with Phosphate and Molybdate on Oxide Minerals*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 121–131.
- [24] Goldberg, S., 2002. *Competitive Adsorption of Arsenate and Arsenite on Oxides and Clay Minerals*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 413–421.
- [25] Jackson, B.P., Miller, W. P., 2000. *Effectiveness of Phosphate and Hydroxide for Desorption of Arsenic and Selenium Species from Iron Oxides*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1616–1622.
- [26] Bundschuh, J., Pérez Carrera, A., Litter, M.I, 2008. *IBEROARSEN CYTED (Ed.). Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana*. ISBN: 13 978-84-96023-61-1
- [27] Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2002. *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*. *Appl. Geochem.* 17, 517–568.
- [28] Sullivan, C., Tyrer, M., Cheeseman, C.R., Graham, N.J.D., 2010. *Disposal of water treatment wastes containing arsenic - A review*. *Sci. Tot. Environ.* 408, 1770–1778.
- [29] Minocha, A.K, Bhatnagar, A., 2007. *Immobilization of Arsenate (As^{5+}) Ions in Ordinary Portland Cement: Influence on the Setting Time and Compressive Strength of Cement*. *Res. J. Environ. Toxicol.* 1, 45–50.

ESTADO DE AVANCE EN EL DIAGNÓSTICO Y CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DEL ARROYO SARANDÍ Y SU ÁREA DE INFLUENCIA

Speltini, Cristina; Machalec, Jorge; Coppo, Gabriela; Capato, Nora; Sanchez, Carlos; Rodríguez, Pablo; Flamini, Laura; Martínez, Nahuel y Nápoli, Florencia.

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. *Durante tres años consecutivos se han realizado estudios sobre el tramo a cielo abierto del arroyo Sarandí, ubicado en la provincia de Buenos Aires. Estos estudios abarcaron distintos aspectos vinculados con calidad de aguas superficiales, aguas subterráneas, sedimentos, identificación de afluentes, biota, estudios demográficos, producciones frutihortícolas, producciones artesanales, relevamiento de especies remediadoras y ubicación de las industrias asentadas en las proximidades del arroyo. Los registros relevados constituyen una base de datos hasta el momento inexistente, que permite detectar el grado de contaminación del arroyo y del sector aledaño. Con el objetivo de realizar comparaciones con otros cursos de agua de la provincia de Buenos Aires se elaboró un Índice de Calidad de las Aguas (ICA) y para dar cuenta de las mutuas interacciones entre los diferentes escenarios se construyó un conjunto de Indicadores Socio-Ambientales (ISA). Los registros de los diferentes monitoreos, así como los resultados surgidos de los Índices de Calidad de Aguas y Socio-Ambientales, muestran la situación crítica en la que se encuentra el arroyo y determinan la necesidad de planificar una gestión que contemple el estado de las aguas y la preservación de entornos únicos en la zona como son los relictos de selva marginal y quintas costeras.*

Palabras clave: Indicadores, Índice de Calidad de Agua, Contaminación, Gestión.

1. INTRODUCCIÓN

La Región Metropolitana de Buenos Aires se halla atravesada por numerosos arroyos que descargan sus aguas y sedimentos en el Río de la Plata, entre ellos se encuentra la cuenca del arroyo Sarandí. Cercanas a ésta, se ubican hacia el norte la cuenca del Matanza - Riachuelo y hacia el sur la cuenca del arroyo Santo Domingo.

En la zona urbana de los partidos que estos arroyos atraviesan, las aguas de lluvia son captadas superficialmente, y por las características topológicas de esta zona, escurren hacia las distintas cuencas geográficas e hidráulicas, llegando en algunos casos a coincidir con

lechos de antiguos arroyos que atravesaban la región. Con la construcción de sistemas de descargas pluviales, parte de los arroyos fueron entubados, conformando en la actualidad el sistema de red pluvial de estos partidos.

La expansión urbana e industrial de esta zona no ha sido eficientemente planificada por lo que diferentes factores inciden sobre el adecuado funcionamiento del sistema de red pluvial, agravándose aún más el estado de dicho sistema por los vuelcos clandestinos de origen cloacal e industrial.

La cuenca del arroyo Sarandí, que forma parte de la llamada Cuenca de la Zona Sur, es uno de los más claros ejemplos de esta situación, que se acentúa en el sector a cielo abierto donde su paisaje natural ha sido afectado por un fuerte proceso de antropización.

La cuenca del arroyo Sarandí posee una longitud de cauce de aproximadamente 20 km, de los cuales el 80 % se encuentra entubado. A lo largo de su recorrido funciona como colector pluvial recibiendo además vertidos de origen diverso, entre ellos cloacales.

En el sector a cielo abierto, el arroyo atraviesa diversos escenarios característicos, el de su margen sur, constituido por viñedos costeros y selva en galería, que contrasta con el de la margen norte donde se halla asentado el polo petroquímico Dock Sud, caracterizado por la alta tasa de emisiones gaseosas.

Los cursos superficiales de agua, como el del arroyo Sarandí, tienen un rol importante en el desarrollo de las actividades humanas, siendo recursos naturales de carácter renovable; característica que está siendo fuertemente cuestionada en la actualidad. Estrechamente relacionados a los cursos superficiales se encuentran los acuíferos subterráneos. Estos se recargan desde la superficie, recibiendo el agua que atraviesa los suelos y la zona vadosa intermedia, arrastrando los solutos que encuentran a su paso. Ambas fuentes, superficiales y subterráneas, interactúan entre sí formando parte del ciclo hidrológico natural del agua [1].

La urbanización, la industrialización, el rápido crecimiento de la población, y la intensificación de las actividades agrícola-ganaderas interactúan con los procesos naturales del ciclo hidrológico, tanto cualitativa como cuantitativamente. Las actividades humanas que se desarrollan en la zona de influencia del arroyo Sarandí generan desechos y efluentes, que tarde o temprano llegan a las aguas superficiales y subterráneas, modificando su calidad.

2. UBICACIÓN Y ESCENARIOS

La cuenca del arroyo Sarandí atraviesa varios partidos del conurbano bonaerense desde su nacimiento en las proximidades de la localidad de Longchamps, provincia de Buenos Aires hasta el Río de La Plata. En su origen, como arroyo de las Perdices, cuenta con un sistema de conductos rectangulares de 60 m³/seg de caudal, que permite transvasar hacia la cuenca del arroyo Santo Domingo las crecidas de baja recurrencia y viceversa. En caso de grandes crecidas, la condición topográfica determina que el escurrimiento de los excedentes, que no pueden ser conducidos por estos conductos de desagüe, se orienten siguiendo el curso natural de las aguas hacia el canal Sarandí. Luego de recibir como afluente al arroyo Galíndez, hoy totalmente entubado, a la altura de Lanús se convierte en el arroyo Sarandí.

A lo largo de su recorrido, con una pendiente media algo mayor de 1m/km, recorre los

partidos de Avellaneda, Lanús, Lomas de Zamora y Almirante Brown. El 80 % de su longitud se encuentra entubado hasta su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí, donde el arroyo, a cielo abierto y rectificado, recibe el nombre de Canal Sarandí.

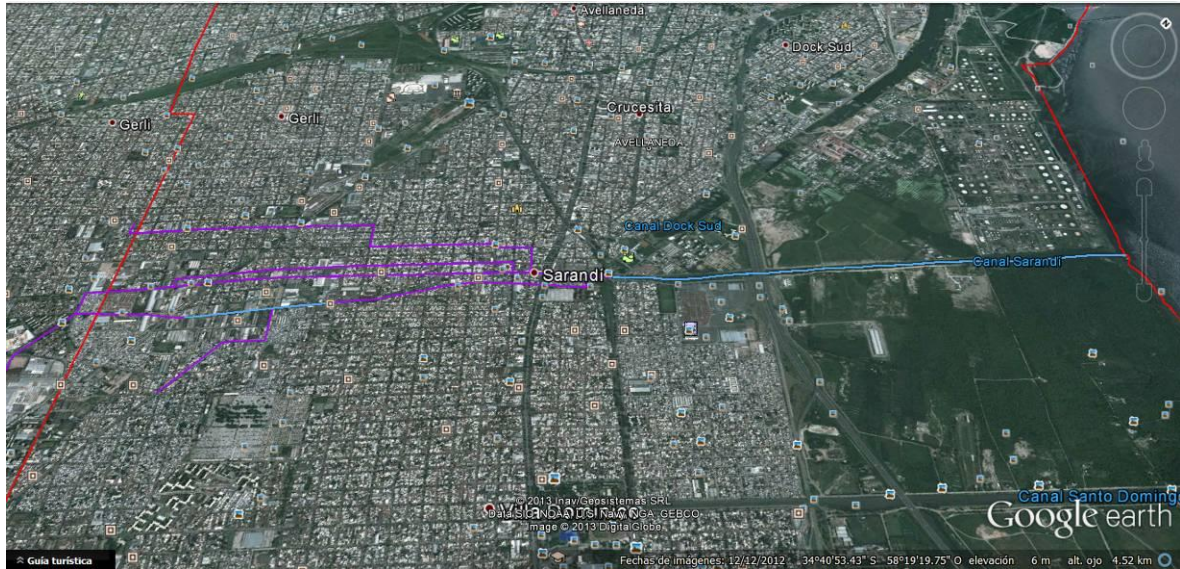


Figura 1 Traza del arroyo Sarandí en el Partido de Avellaneda. La zona a cielo abierto (azul) se diferencia de la zona entubada (violeta)

La región atravesada por el arroyo Sarandí presenta dos unidades geomórficas bien diferenciadas: la planicie pampeana y la planicie estuárica, separadas por un escalón o barranca costera. En la primera se identifica un paisaje fluvial tallado sobre los sedimentos pampeanos depositados por los agentes eólicos en la Pampa Ondulada, mientras que la planicie estuárica o costera se desarrolla como una franja en la región costera, con formas relacionadas con ambientes de acumulación litorales [2].

La planicie costera se extiende paralela a la costa del río de La Plata, con un ancho que varía 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. La planicie pampeana, se desarrolla entre cotas de 10 a 30 m y presenta ondulaciones muy suaves originadas por la erosión fluvial.

Entre ambas se extiende un escalón que permite la transición entre la planicie Pampeana y la Costera y que se desarrolla aproximadamente entre las cotas 5 y 10 m. El escalón se manifiesta con mayor claridad en las cercanías de la ciudad de La Plata. [2]

Debido a la zona que transita, los sedimentos más superficiales, y consecuentemente los más recientes, del arroyo Sarandí, corresponden a los sedimentos Pampeanos y Post-Pampeanos, ya que éstos son los que afloran mayoritariamente en la superficie y mantienen una intensa interacción con las actividades humanas, conformando el sustrato principal de esta región. Las condiciones de transporte y sedimentación que regulan las geoformas costeras dependen fundamentalmente de la acción de los vientos, las mareas, las olas y las tormentas (en especial

las sudestadas por tener la mayor capacidad de transporte). Es así como, las condiciones climáticas son las que originan en mayor medida las corrientes litorales y las variaciones en el nivel del estuario. El estuario del río de la Plata presenta, asimismo, una variabilidad muy grande en el nivel de sus aguas, que regula las condiciones hidrodinámicas de los arroyos que en él desaguan.

Las obras de relleno llevadas a cabo en distintas épocas, modificaron la morfología original del área y los cambios antrópicos en la configuración de la línea de costa han producido importantes variaciones en los drenajes naturales de los arroyos, contribuyendo a incrementar la superficie de la terraza baja creando una nueva configuración en la línea de costa, que afectó la hidrodinámica litoral. El factor antropogénico debe ser considerado como un importante proceso morfogenético en la evolución costera de la ribera del partido de Avellaneda pues condiciona la evolución de los futuros ecosistemas litorales naturales.

En la zona comprendida entre los tramos inferiores de los Canales Sarandí y Santo Domingo, se identifica una zona de quintas con producciones propias. A aproximadamente seis kilómetros del centro de la ciudad de Buenos Aires se halla un área de cultivos campesinos, que actualmente se conoce como Quintas de Sarandí, irrigados con el manejo de las crecientes del río. Esta zona, de alrededor de 400 hectáreas, posee un alto valor patrimonial, por su carácter único y tipológicamente representativo. En estos terrenos bajos se elabora un vino artesanal conocido como "vino de la costa" y se desarrollan producciones frutihortícolas que son comercializadas en el mercado local. La zona se encuentra sometida a diversos problemas ambientales: vaciaderos clandestinos de residuos sólidos; sistema hídrico altamente contaminado; contaminación atmosférica originada en el polo petroquímico y por la alta circulación vehicular en la autopista Buenos Aires – La Plata, entre otras.

Otro paisaje es la zona de selva marginal, una formación vegetal de alta complejidad cuya vegetación, conformada por numerosas especies, se distribuye en varios estratos vegetales: hay árboles de porte alto, mediano y bajo, un estrato de arbustos, helechos y epifitas, con abundancia de enredaderas y con una variada fauna que ocupa los diferentes hábitats que les ofrece el medio. Se la denomina marginal porque se desarrolla sobre las márgenes del Río de la Plata.

El tercer paisaje cultural lo constituye la zona industrial, conformada por las empresas radicadas en la zona de influencia del arroyo Sarandí. La gran cantidad de empresas y el amplio espectro de rubros explotados que abarcan, requirió unificar rubros según semejanzas en cuanto a la actividad desarrollada y decidir su pertinencia en relación a la posible interacción con el cauce estudiado. Algunos de los rubros encontrados en la zona fueron alimenticio, carpinterías, comercial, curtiembre, depósitos, graficas, galvanoplastia, papelería, petroquímica, etc. Debido a la gran diversidad se debió redefinir los rubros según su grado de criticidad, en relación con los contaminantes detectados en las aguas del arroyo y sus sedimentos.

3. OBJETIVO

El objetivo de este trabajo ha sido elaborar índices que permitan la caracterización y el seguimiento de la evolución a través del tiempo, de la situación ambiental en el curso de agua

estudiado, su zona de influencia y la mutua relación entre ambos.

4. METODOLOGÍA

Para llevar adelante el objetivo se recurrió a las siguientes fuentes de información:

- a- Registros de análisis físico - químicos de agua superficiales proveniente de las campañas que conforman la base de datos propios.
- b- Registros de análisis físico - químicos de agua subterránea proveniente de las campañas que conforman la base de datos propios.
- c- Registros de análisis bacteriológicos de agua superficial y subterránea provenientes de las campañas que conforman la base de datos propios.
- d- Registros de industrias radicadas en el Partido de Avellaneda.
- e- Datos provenientes del Censo 2010.

4.1. Índice de calidad de agua

Entre los antecedentes sobre la calidad de las aguas del arroyo Sarandí se hallan los proporcionados por “Río de la Plata, Calidad de las Aguas, Franja Costera Sur (San Fernando – Magdalena)” (Ed.1992 y Ed. 1997), dónde se encuentran relevamientos de la calidad de las aguas vertidas al Río de la Plata. Estos muestran niveles de contaminación elevados en la descarga del arroyo Sarandí, con algunos parámetros comparables a los encontrados en la descarga de la cuenca Matanza Riachuelo. [4]

El documento “Aportes de contaminantes y Sedimentos al Río de la Plata Interior” emitido por el proyecto FREPLATA como parte de la Comisión Administradora del Río de la Plata, expresa que los ríos Lujan y Riachuelo, los canales Santo Domingo y Sarandí y la descarga Berazategui aportan a la Franja Costera Sur del Río de la Plata más del 75% de la carga total ingresante de DBO, DQO, cromo, plomo e hidrocarburos totales originada en el Area Metropolitana de Buenos Aires. [5]

Los recursos hídricos se ven afectados tanto por fenómenos naturales como por actividades humanas que en conjunto amenazan su calidad, y por ende su disponibilidad para diferentes usos, esto amerita la necesidad, en muchos casos, casi inmediata de disponer de mecanismos para la gestión que promuevan de una manera objetiva y eficiente la protección del recurso.

Los criterios de calidad de agua y las medidas de complejidad biológica forman parte de la determinación de la integridad ecológica del sistema acuático. Respecto a la calidad de agua y más específicamente para los ríos, existen diferentes aproximaciones. Entre otras se destacan los criterios de concentración de nutrientes que establecen valores límites para los diferentes niveles tróficos y los índices de Calidad de Agua (ICA). Si bien los índices propuestos deben ser validados, en esta instancia no lo serán debido a la carencia de una base de datos independiente de la utilizada para la creación de los mismos. Por su elaboración metodológica, los índices de calidad de agua poseen menos información que los datos brutos y muchos usos del agua no pueden ser evaluados mediante los mismos. [7] [8]

Por otra parte, debemos dejar en consideración la dificultad que se presenta cuando no hay existencia de normativas que regulen límites para establecer la calidad de un cuerpo de agua, es por ello que los ICA se presentan como una alternativa para la estimación de la calidad del

recurso hídrico hasta tanto se expresen dichas normativas.

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 no especializado y los responsables de la gestión de los recursos.

Se han construido una gran cantidad de indicadores de calidad (ICA), cuya utilidad depende de los países y del recurso hídrico en estudio, algunos involucran en su cálculo relaciones con parámetros fuera de norma, tal es el caso de Índice Canadiense de Calidad de Agua.

En este estudio adoptaremos el cálculo de índices fisicoquímicos que se basan en la combinación de diferentes parámetros fisicoquímicos para proporcionar una visión global de la calidad del agua. Los valores de nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, concentración de oxígeno, conductividad, pH y temperatura son usados para obtener un nivel global de la calidad fisicoquímica de los ríos.

Para dar mayor confiabilidad a los resultados obtenidos se utilizaron dos índices (ICA) diferentes que permiten estudiar la evolución, tanto espacial como temporal, del estado ambiental de las aguas del arroyo en el tramo a cielo abierto.

Los modelos seleccionados para los cálculos de los ICA fueron National Sanitation Foundation – NSF y Pesce y Wunderlin (2000). Ambos modelos proponen una valoración mediante una escala entre 0 -100 considerando una asignación de rangos que varía desde calidad muy mala a excelente. [6]

ICA	CALIDAD
91-100	EXCELENTE
71- 90	BUENA
51-70	MEDIA
26-50	MALA
0-25	MUY MALA

Tabla 1 Escala de valoración de la calidad del agua

NATIONAL SANITATION FOUNDATION (NSF)	PESCE Y WUNDERLIN (P Y W)
ICA = Σ SIWI	ICA = Σ CIPI / Σ PI
PH - DBO - TDS - OXÍGENO DISUELTO FOSFATOS - NITRATOS - TURBIDEZ DIFERENCIA DE TEMPERATURA COLIFORMES FECALES	PH - DBO - TDS - OXÍGENO DISUELTO FÓSFORO TOTAL - NITRATOS- NITRITOS AMONIO – SULFATOS- CONDUCTIVIDAD DQO – TEMPERATURA

Tabla 2 Parámetros considerados para el cálculo de ICA

Los índices de calidad de agua seleccionados se aplicaron no solamente al canal Sarandí, sino a los arroyos cercanos Santo Domingo y Jiménez y al Matanza-Riachuelo, en puntos de muestreo considerados equivalentes.

4.2. Indicadores socioambientales

Existen varios intentos ambiciosos para resumir en una sola cifra el impacto ambiental de las actividades antrópicas sobre el ambiente. Entre ellos encontramos la propuesta de Paul Ehrlich de calcular el impacto como producto de la población, la riqueza per capita y la tecnología. Hay propuestas de operar con esa fórmula de manera que no sea simplemente una metáfora, desagregándola en varios sumandos y aplicando a cada variable distintos coeficientes. Sin embargo, los impactos son muchos y muy diversos, y, actualmente, se cuenta con una multiplicidad de tecnologías que dificultan la aplicación. [3]

Otro índice del impacto de las actividades antrópicas sobre el ambiente es la denominada “huella ecológica”, que brinda un valor en superficie por persona, según el consumo de energía y el espacio pavimentado. Sin embargo, la huella ecológica se superpone con las estadísticas de consumo de energía (de alimentos, biomasa y combustibles fósiles) y además las traduce en una representación del espacio más fácil de visualizar. Este indicador, es útil como instrumento de comunicación.

Medir los impactos de las actividades antrópicas sobre el ambiente requiere acudir a diversos indicadores, que pueden ser abundantes y tan diversos que nos impidan una clara visualización de la situación. Por ello, en este trabajo se ha seleccionado, para la construcción de los indicadores socioambientales el modelo de Presión–Estado–Respuesta (PER), desarrollado por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE). Según este modelo las actividades humanas ejercen presiones sobre el entorno y los recursos ambientales y naturales, modificando su estado inicial. La sociedad en su conjunto identifica estas variaciones y puede decidir (objetivos de política) la adopción de medidas (respuestas) que tratarían de corregir las tendencias negativas detectadas. Estas medidas se dirigen con carácter cautelar, contra los mismos mecanismos de presión, o bien, con carácter corrector, directamente sobre los factores afectados del medio.

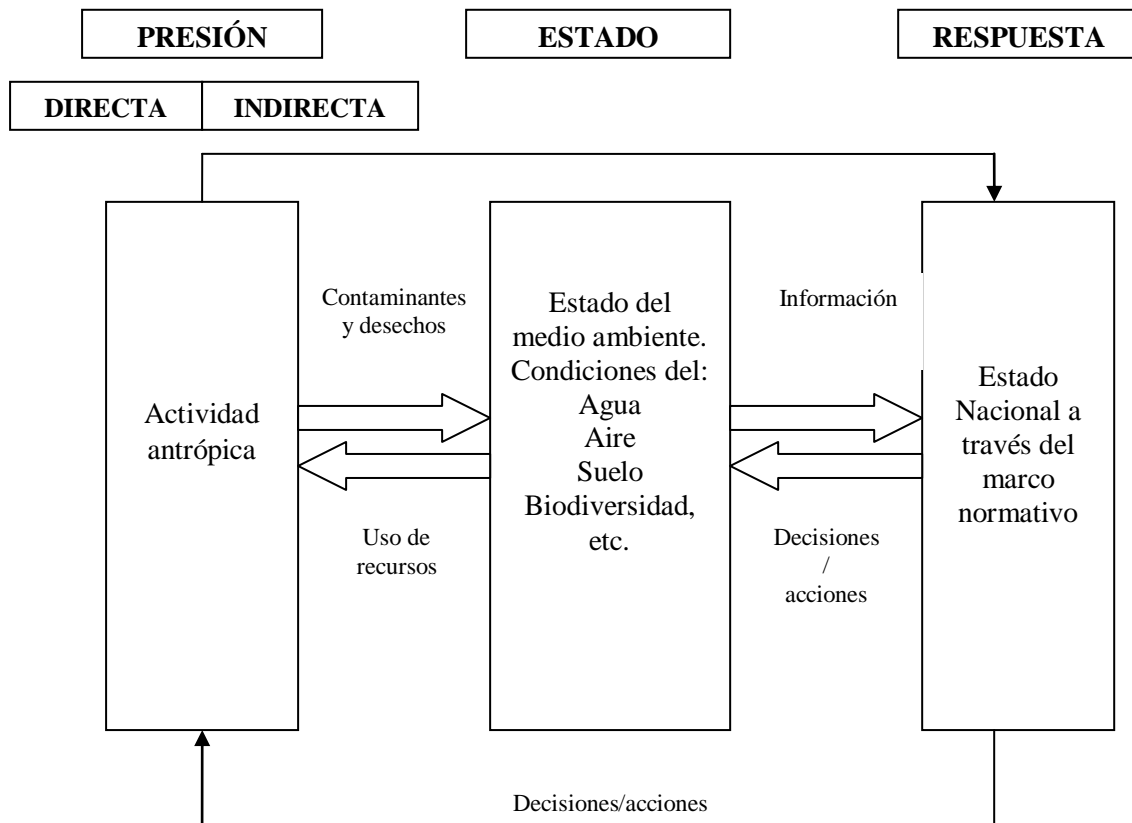


Figura 2 Esquema del modelo Presión-Estado-Respuesta.

En el caso que nos ocupa se identificó la potencial población impactada por la situación ambiental del arroyo Sarandí, en función de las fracciones censales correspondientes al censo 2010. En esta oportunidad nos centramos en solamente dos problemáticas: industrias con eventuales vuelcos en el arroyo y situación de las quintas de la planicie costera.

4.2.1. Industrias

Uno de los aspectos considerados importantes para identificar las fuentes de contaminación del arroyo ha sido la identificación del tipo de industrias que potencialmente vuelcan sus efluentes en la cuenca del arroyo Sarandí. Para ello fue necesario definir el área de influencia, que se estableció a partir de los siguientes criterios:

- a- Industrias ubicadas dentro del Partido de Avellaneda
- b- Industrias localizadas a menos de 500 m de la traza del arroyo.
- c- Industrias más alejadas que podrían volcar sus efluentes en otro curso próximo, como por ejemplo el Arroyo Santo Domingo, no siendo compatible y pudiendo generar resultados no deseados.

La gran cantidad de empresas y el amplio espectro de rubros explotados que abarcan, requirió unificar rubros según semejanzas en cuanto a la actividad desarrollada. Esta acción permitió simplificar inicialmente el estudio y tener un panorama global de la situación.

Se definieron los rubros críticos, en base a los contaminantes encontrados en el arroyo y sus sedimentos, como así también, debido a que son industrias vinculadas a la generación de efluentes de alto impacto. Estos fueron:

- Curtiembre (incluyendo todas sus etapas y cueros salados)
- Galvanoplastia
- Alimenticias (incluyendo frigoríficos)
- Tamboreros

Se empleó la base de datos de ACUMAR actualizada al 31 de Agosto del 2012, de las industrias relevadas que vuelcan efluentes a la cuenca del Matanza Riachuelo [9]. La información contenida en la base de datos se limita a Razón social; Dirección; Localidad y Partido; por ese motivo se debieron adecuar los datos a la necesidad del proyecto, recabando información adicional para completar el estudio. El número total de industrias analizadas dentro del partido de Avellaneda fue de 175.

Se construyeron indicadores en función de:

- Población aledaña a la traza del arroyo (Presión sociodemográfica)
- Industrias con eventual vuelco en el arroyo (Presión sociodemográfica)
- Población afectada por la contaminación del arroyo (Estado social)
- Excedencia en analitos en cauce del arroyo (Estado ambiental)

4.2.2. Quintas de ubicadas en la planicie costera

Los indicadores seleccionados para dar cuenta del estado de situación socioambiental de la zona de quintas en la costa de Sarandí son:

- Población total asentada (Presión sociodemográfica)
- Tasa de variación poblacional (Presión sociodemográfica)
- Porcentaje de población en riesgo de inundación (Estado social)
- Porcentaje de áreas ocupadas por el ser humano (Estado ambiental)
- Porcentaje de ocupación de suelos modificados en uso y condición (Estado ambiental)

Estos indicadores fueron construidos sobre la base de información relevada in situ para el período 2010-2012. Se tomó como área de estudio la que se encuentra circunscripta a la zona de asentamiento de las quintas de la costa de Sarandí zona limitada por autopista Bs As – La Plata; Río de la Plata; Arroyo Sarandí y canal Santo Domingo, este asentamiento poblacional es el más representativo de la zona de influencia, ya que se encuentra expuesto en mayor grado a los impactos producidos por los diferentes escenarios de la zona.

5. RESULTADOS

5.1 Calidad del agua

La calidad del agua que involucra una descripción de la presencia de sus constituyentes y contaminantes puede variar temporal y espacialmente. De allí, la necesidad de establecer comparaciones con otros cursos de agua de la región mediante indicadores validados.

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, siendo el valor máximo de ICA encontrado igual a 30.

Los resultados de ICA (NSF) de 51 y 53 (PyW) obtenidos en el monitoreo del arroyo Jiménez expresan para ambos casos una calidad media de sus aguas.

Los resultados de ICA aplicados a los datos relevados de la cuenca Matanza- Riachuelo y los dos arroyos en estudio revelaron que las aguas de los arroyos Sarandí y Santo Domingo poseen una calidad marcadamente inferior, como puede observarse en los Gráficos 3 y 4.

Como implicancia, se puede decir que la estimación de la calidad de agua por medio del uso Índices de Calidad de Agua es una herramienta dinámica que permite obtener información en forma sencilla, siendo también útil para la gestión en la toma de decisiones para la planificación de objetivos de calidad en el tiempo.

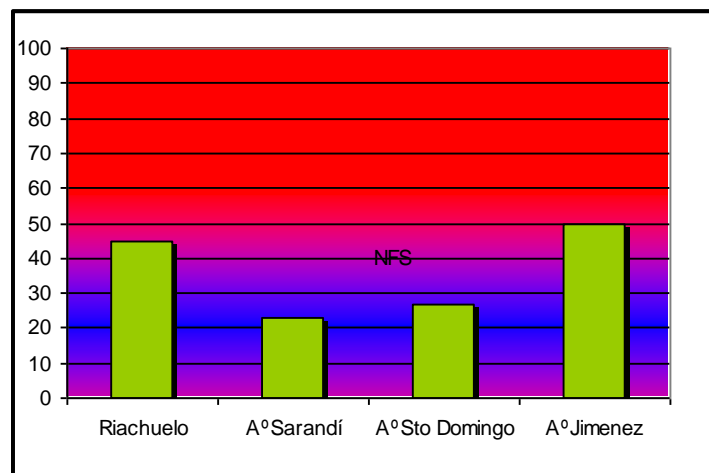


Figura 3 Comparación de ICA NSF en diferentes cursos de agua

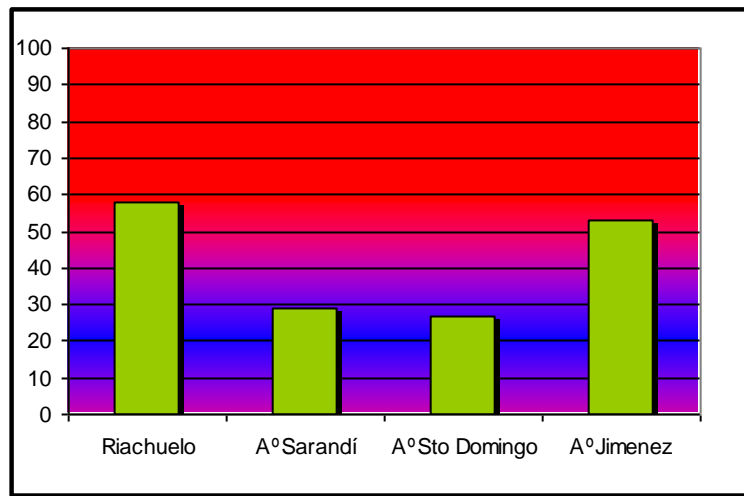


Figura 4 Comparación de ICA PyW en diferentes cursos de agua

5.2 Indicadores socioambientales

5.2.1. Industrias

Las industrias consideradas como rubro crítico ubicadas dentro del radio, definido como zona de influencia del arroyo se detallan en la Tabla 3.

Rubro crítico	Número de industrias identificadas positivamente	Número de industrias en el partido de Avellaneda
Curtiembre	9	16
Galvanoplastia	0	3
Alimenticia	11	27
Tamborero	1	1

Tabla 3 Industrias categorizadas dentro del rubro crítico

Así, por ejemplo para el caso del rubro crítico Curtiembre, existen dieciséis empresas dentro del Partido de Avellaneda que vuelcan sus efluentes a la cuenca del Riachuelo y nueve de ellas lo hacen al arroyo Sarandí.

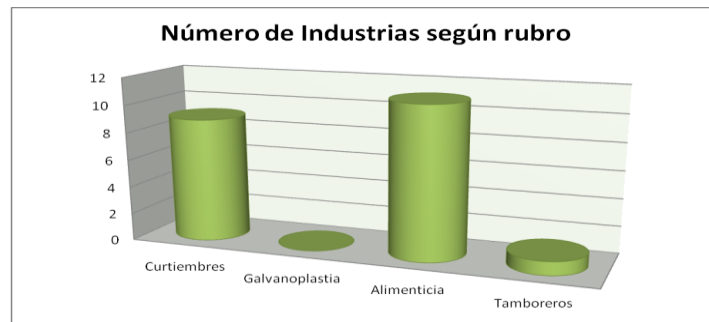


Figura 5 Número de industrias según rubro ubicadas en la zona de influencia del arroyo Sarandí

Se identificó que el 28 % de las fracciones censales del Partido de Avellaneda son afectadas por la traza del arroyo. En ellas, se asientan 36.129 hogares que son eventualmente afectados por la presencia del arroyo Sarandí. Por lo cual la población afectada por hallarse dentro de la traza del arroyo es de 342.677 personas, que corresponde al 32% de la población total del Partido de Avellaneda. [10]

Teniendo en cuenta la presencia de industrias en la traza del arroyo y considerando una distribución espacial homogénea, se encuentra una industria cada 1720,5 hogares; este indicador es sustancialmente mayor al que surge de considerar la totalidad del partido de Avellaneda, que resulta ser de 206,5. El indicador muestra que la población afectada por la distribución de las industrias en la zona de la traza del arroyo es sustancialmente mayor a la presentada en el resto del partido.

Las dos industrias que se encuentran mayoritariamente en la zona son curtiembre e industrias relacionadas con alimentos. Sus potenciales efluentes se listan en la Tabla 4. [12]

Industrias que producen vertidos	Origen de los vertidos más importantes	Características más importantes	Tratamientos principales y métodos de eliminación
Curtiembre	Pelado, remojado, eliminación de cal y lavado de las pieles, curtido.	Valores altos de sólidos totales, durezas, sulfuros, cromo, pH, calcio precipitado, DBO	Igualación, sedimentación, tratamiento biológico.
Productos de carne y pollo	Corrales: sacrificio de animales; aprovechamiento de huesos y grasas; residuos de los condensados; agua de lavado; desperdicios.	Gran contenido de materia orgánica disuelta y en suspensión, sangre, otras proteínas y grasas.	Flotación aguas rojas y verdes. Tamizado, precipitación y/o filtración, filtros bacterianos. Tratamiento biológico.

Tabla 4 Origen y características de los efluentes de industrias críticas

En la Tabla 5 se resumen los valores mínimos y máximos de los parámetros característicos de los efluentes provenientes de curtiembres.

PARAMETROS	VALOR MINIMO	VALOR MAXIMO	PICOS
DBO del líquido crudo	800 mg/l	1800 mg/l	
Sólidos suspendidos	2000 mg/l	6000 mg/l	
pH	8	11	
Alcalinidad	2000 mg/l	3000 mg/l	
Sulfuros	15 mg/l	75 mg/l	> 250 mg/l
Temperatura	22 °C	28 °C	

Tabla 5 Características de los efluentes provenientes de curtiembres

Los valores medidos en el arroyo son compatibles con eventuales cargas de DBO₅ aportadas por los efluentes de las curtiembres (Figura 6), ambas superan ampliamente los valores de vuelco establecidos a nivel provincial [11] y desde ACUMAR.

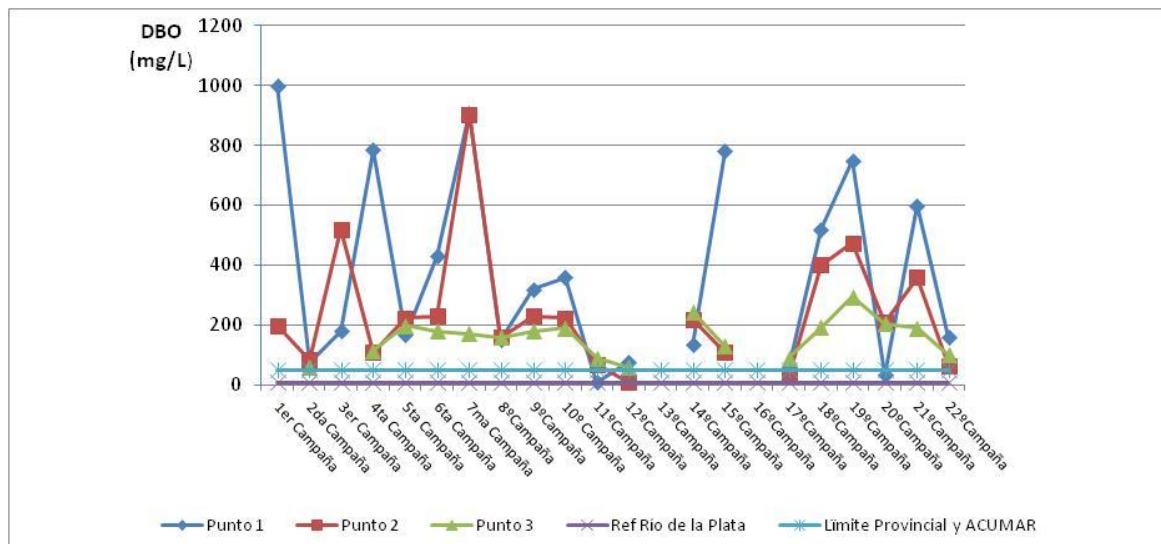


Figura 6 Valores de DBO₅ en diferentes puntos del arroyo Sarandí, Río de la Plata y Límite provincial

En la Tabla 6 se presentan valores típicos de los efluentes asociados a las distintas corrientes de las industrias alimenticias, incluyendo frigoríficos. Se denominan “Aguas rojas” a los efluentes provenientes del sector de faena que contienen alta carga de DBO₅, sólidos gruesos, sólidos suspendidos, bacterias coliformes y bacterias aeróbicas, mientras que las “Aguas verdes” provienen del lavado de pisos de los sectores de corrales y mangas, contienen estiércol y orín de los animales [12],

PARÁMETRO	AGUAS ROJAS	AGUAS VERDES	CLOCALES
Temperatura °C	29	23	20
DQO total mg/l	6700	21000	730
DQO soluble mg/l	2400	3600	550
SST mg/l	1900	12000	400
SSV mg/l	1600	10000	200
grasas mg/l	1200	1700	10
pH	6,5	7,5	7,5

Tabla 6 Características de los efluentes provenientes de frigoríficos

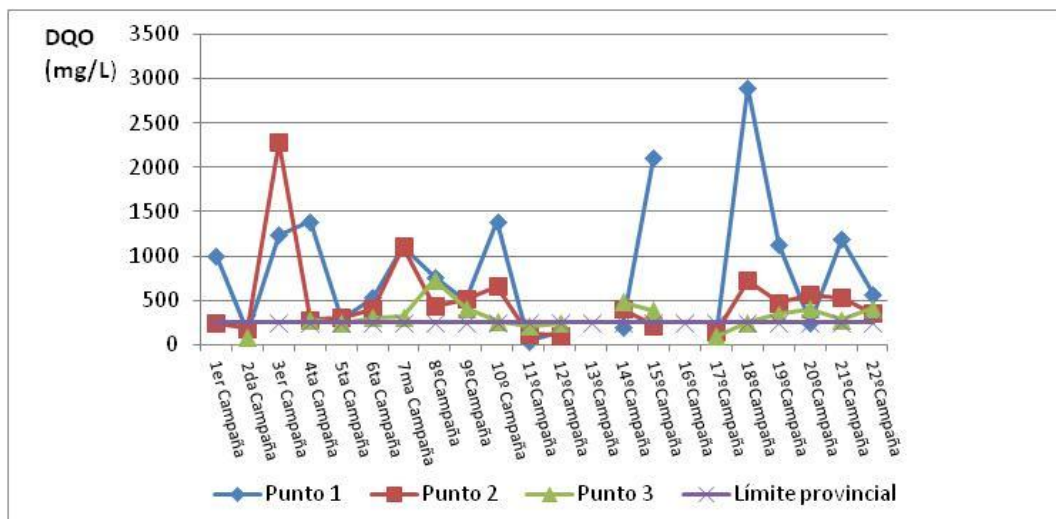


Figura 7 Valores de DQO en diferentes puntos del arroyo Sarandí y Límite provincial

Un análisis comparativo de los valores de DQO medidos en diferentes puntos del arroyo y en diversas ocasiones, Figura 7, da cuenta de la incidencia de los vertidos de aguas rojas, verdes y cloacales.

5.2.2 Quintas de la Planicie Costera

Un análisis socioambiental de la población asentada en la zona entre los arroyos Sarandí y Santo Domingo, muestra un total de 53 habitantes en el año 2010 y un total de 55 habitantes para el 2012. La variación de la población total estable, 3,8% para el período en estudio da cuenta de la estabilidad de la población registrada a la zona costera, a pesar de las condiciones ambientales y sanitarias que predominan en la zona. Debe tenerse en cuenta que la totalidad de la población asentada en la zona carece de agua corriente y para los usos de higiene personal, limpieza y riego se utiliza el agua proveniente de los pozos instalados en la zona. Muestras de agua provenientes de estos pozos superan los límites establecidos para agua potable en los analitos arsénico y plomo.

La investigación realizada sobre el porcentaje de población en zona de riesgo por inundación

pone de relieve la poca incidencia del factor sobre el asentamiento poblacional, siete habitantes, 13,2%, se encuentran en riesgo por inundación a través de las crecidas del Río de La Plata. Esta población se ubica principalmente en las proximidades del Río de la Plata, entre los 1000 y 1500 m de la costa. Los establecimientos productores se hallan principalmente en las cercanías del Río de la Plata, cordón que comprende el primer tramo entre la costa y los 1000 m.

El análisis de la variación del suelo ocupado por el ser humano muestra que del total de las 420 ha en estudio que representa el área de quintas de la costa de Sarandí, en el año 2010 se encontraban en uso aproximadamente 50 ha, dentro de las cuales se cuentan las quintas productoras, la población asentada, la planta de tratamiento de efluentes de curtiembres, ex campo de deportes de institución educativa, un establecimiento frigorífico pesquero de mínima producción, el autódromo y el mercado frutihortícola entre otros. En el año 2012 se estima que el área ocupada se incrementó en 20 ha por el asentamiento de un centro de reciclado de RSU y por el funcionamiento de una cooperativa agrícola, contándose con un área total ocupada de 70 ha.

La relación porcentual de la superficie de suelo modificado por cambio de uso y condición original, evidencia que esta área se ha incrementado aproximadamente en un 40 % respecto de 2010 debido, principalmente, a los movimientos de suelo producidos para la instalación del centro de reciclado de RSU. Este incremento incide directamente en la disminución de los relictos de selva marginal de la zona.

5. CONCLUSIONES

El estudio de la calidad del agua de las distintas fuentes superficiales y subterráneas, provee de información con respecto a los posibles usos, ya sea como consumo humano, animal, para riego o recreación. La complejidad socio-ambiental que presenta el caso estudiado queda explicitada en las apreciaciones:

- Los índices de calidad del agua muestran un deterioro importante en las aguas del arroyo Sarandí, éste se encuentra más impactado que el río Matanza-Riachuelo, o los otros arroyos de la zona.
- Los valores de DBO₅ y DQO medidos en el arroyo Sarandí son compatibles con los eventuales vuelcos realizados por las industrias predominantes en su zona de influencia.
- El número de habitantes impactados por la traza del arroyo es ocho veces mayor al valor medio del resto del partido de Avellaneda.
- La población afectada, por hallarse dentro de la traza del arroyo, es aproximadamente la tercera parte de la población total del Partido de Avellaneda.
- Existe una modificación importante del pulmón verde constituido por el área de quintas de la costa de Sarandí y ésta queda plasmada en el uso del suelo debido al grado de antropización provocado por el desmonte de relictos de selva marginal y flora autóctona para el asentamiento de emprendimientos productivos.
- Los asentamientos poblacionales aunque escasos, en este sector, resultan altamente arraigados a cuestiones culturales más que al desarrollo local, soportando los actuales impactos producidos por los diferentes elementos que se encuentran en la zona de influencia.

Será importante analizar el impacto que genere el centro de reciclado de RSU sobre la población de la zona de quintas, como así también analizar las medidas mitigatorias que se tomen en respuesta a las modificaciones e impactos originados en la zona.

6. REFERENCIAS

- [1] Fernandez Alaez, C.; Fernandez Alaez M.; Trigal Domínguez C. y Luis Santos B., “Hydrochemistry of northwest Spain ponds and its relationships to groundwaters”, *Limnetica*. Vol 25 (1-2), pp. 433-452, (2006).
- [2] *Atlas Ambiental de Buenos Aires*, www.atlasdebuenosaires.gov.ar
- [3] Martinez-Alier, J. “Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad”, *Polis*. Puesto en línea el 13 agosto 2012, URL : <http://polis.revues.org/5359> ; DOI : 10.4000/polis.5359
- [4] Río de la Plata, Calidad de las Aguas, Franja Costera Sur (San Fernando – Magdalena) (ED.1992 y ED 1997).
- [5] FREPLATA *Aportes de contaminantes y Sedimentos al Río de la Plata Interior*.
- [6] Pesce S. F. y Wunderlin D. A., “Use of water quality indexes to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River”. *Water Research*. Vol. 34, pp. 2915-2926, (2000)
- [7] Rice, E. Baird, R., Eaton, A. y Clesceri, L., *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, APHA, (2005)
- [8] Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A. y Tozer, R.G., “A water quality index: do we dare?” *Water & Sewage Works*. Vol.117, pp. 339-343, (1970).
- [9] ACUMAR, www.acumar.gov.ar
- [10] Resolución 42/2006. *Calidad de aguas dulces y marinas para la protección de la biota acuática, para agua de uso recreativo en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su frente marítimo y aguas dulces como fuente de agua potable*.
- [11] Censo 2010 Provincia de Buenos Aires. Resultados definitivos por partidos. Dirección General de Estadísticas, Subsecretaría de Hacienda, Ministerio de Economía. (2010).
- [12] Nemerow, N. y Dasgupta, A., *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*, Ed. Díaz Dos Santos, (1998)

APORTES DE PLOMO AL ESTUARIO BAHIENSE. PRIMER AVANCE.

**Cifuentes, Olga; Escudero, Daniela; Ricciuti, Nestor;
Medus, Silvina y Devoto, Betina.**

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. *A partir de la detección de Plomo (Pb) en agua, sedimentos y peces del estuario bahiense (Provincia Buenos Aires, República Argentina), se fija como objetivo determinar la procedencia de este metal. Para ello, se evalúan los resultados de los monitoreos (período 2001-2012) 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° 12.530/01 (Polo Petroquímico y Área Portuaria). Se presenta un marco teórico sobre Pb que incluye: 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, verifican, procesan y analizan los resultados de Pb de las distintas descargas mencionadas y se las compara con los máximos admitidos por la legislación vigente para vuelco según cuerpo receptor. Las descargas se geoposicionan e implementan en un Sistema de Información Geográfica para la visualización espacial, relacionando los resultados de las mismas con los monitoreos realizados sobre el estuario. De este análisis surgen las consideraciones y/o recomendaciones finales.*

Palabras clave: Estuario, Plomo, Efluentes, Calidad de Agua.

1. INTRODUCCIÓN

La motivación para desarrollar este estudio nace a partir de la detección de Pb y otros metales en aguas, sedimentos y peces del estuario de Bahía Blanca, localizado al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, República Argentina (Figura N°1).

A partir de la Ley Provincia de Buenos Aires N° 12.530, en el año 2001, se crea el Comité Técnico Ejecutivo (CTE) de la Municipalidad de Bahía Blanca, que lleva adelante un Programa Integral de Monitoreo (PIM) con distintos Sub Programas que contemplan, entre otros, el monitoreo de las aguas del estuario bahiense y las descargas de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria. Por otra parte, otros organismos públicos y/o privados monitorean el estuario, arroyos y pluviales que descargan en el mismo. A partir de los resultados de estos monitoreos, se genera la investigación que indaga sobre la procedencia de Pb en el estuario, en relación con las distintas descargas:

puntuales (industriales, cloacales, pluviales y cursos naturales) y difusas (ex basural, aguas subterráneas, otras).

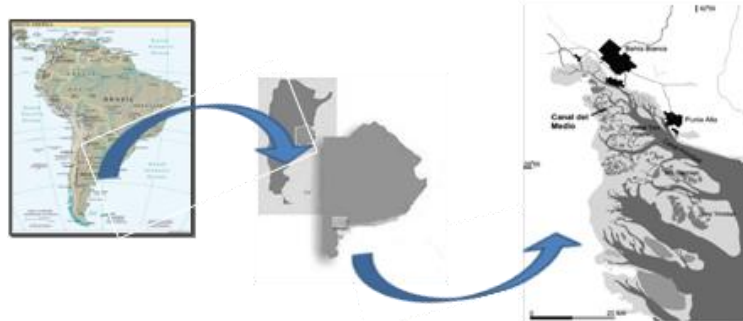


Figura N° 1: Ubicación del Estuario de Bahía Blanca

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 naturales y antrópicas, que aportan al mismo.

Posteriormente, se realiza una revisión bibliográfica a nivel nacional e internacional, a fin de contar con un marco teórico actualizado sobre Pb: origen, efectos sobre la salud y el medioambiente (su 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.

Se consultan las bases de datos con resultados de análisis del período 2001-2012, suministradas por el CTE y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) y de la Empresa VALE - Proyecto Cloruro de Potasio (2011).

Una vez recopilados, se procesan, verifican y evalúan los resultados de análisis de Pb realizados sobre los siguientes cuerpos receptores y descargas:

- Las 8 estaciones de monitoreo sobre el Estuario de Bahía Blanca: E1- Boya 24; 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 de Descarga Cloacal Tercera Cuenca. En dichas estaciones el IADO analizó Pb en agua, sedimento y peces.[1][2] (Figura N° 2)
- Las descargas de las industrias del Polo Petroquímico y Área Portuaria: dos descargas de Refinería Petrobrás; descargas de Dow Chemical - PBB Polisor (Plantas EPE, LHCI, LHC II, LDPE, HDPE y Barcaza); las descargas de Transportadora Gas del Sur (TGS); Solvay Indupa; Air Liquide Argentina; Profertil; Mega; Central Termoeléctrica Luis Piedrabuena y Cargill. Datos aportados por CTE.[1] (Figura N° 2).
- Los efluentes urbanos descargados por las dos plantas depuradoras cloacales de Bahía Blanca (Cuenca Principal y Tercera Cuenca). Datos aportados por CTE.[1] (Figura N° 2)
- Las aguas y sedimentos próximos a la desembocadura del arroyo Napostá, altura del Proyecto Cloruro de Potasio. Resultados aportados por VALE. (Figura N° 2)

- Las aguas del Río Sauce Chico. Datos aportados por CTE. [1]

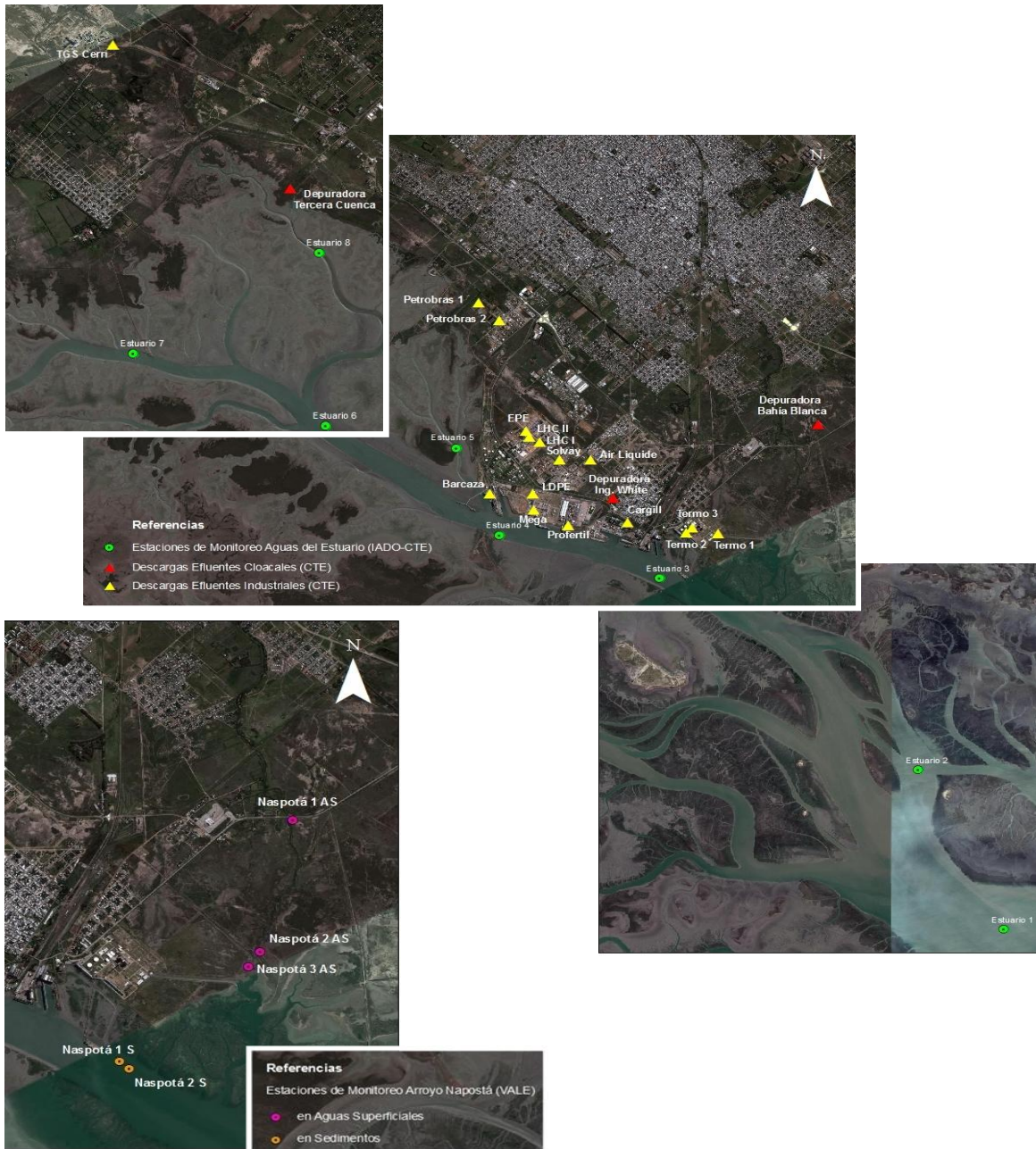


Figura N° 2: Localización de puntos de monitoreo del CTE, del IADO y de VALE.

En el caso de las descargas de los efluentes industriales y urbanos, los resultados de Pb se comparan con los máximos establecidos para vuelco a curso superficial ($\leq 0,1$ mg/l) así considerado el estuario, y/o a colector cloacal ($\leq 1,0$ mg/l), según Decreto N° 336/03.

Para evaluar los niveles de concentración de Pb en aguas y sedimentos marinos del estuario de Bahía Blanca, se toman como referencia los niveles guía de la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (NOAA), que establece para:

- Pb disuelto en agua: Exposición Aguda 210 µg/l - Exposición Crónica 8,1 µg/l.
- Pb en sedimentos marinos superficiales: Efectos de Amplitud Baja (Effects Range-Low - ERL): 46,7 µg/g; Efectos de Amplitud Media (Effects Range-Median - ERM): 218 µg/g.

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 de exposición (4 días), no existiendo niveles de concentración de referencia establecidos por la NOAA para mayores períodos de concentración.

Debido a las características del diseño del 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 o no durante las subsiguientes 96 horas, se utiliza como referencia el valor de Exposición Crónica, que es menor al de Exposición Aguda, que corresponde a un criterio de comparación más conservador [1].

Respecto a peces, el CTE [1] y el IADO [2] hacen referencia a valores máximos de Pb en tejido de músculo de pescadilla común (en peso húmedo) establecidos por: FAO (2,00 µg/g músculo); WHO (2,50 µg/g músculo); UE (0,2 – 0,4 µg/g músculo); UK (0,2 – 0,4 µg/g músculo).

Por otro lado, a partir del 2012, por Resolución Conjunta N° 116/12 de la Secretaría de Política, Regulación e Institutos y N° 356/12 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, se incorpora al Código Alimentario Argentino el Reglamento Técnico Mercosur "Límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos", por el que se establece para Pb en pescados crudos, congelados o refrigerados 0,30 mg/Kg, bajo las salvedades del artículo 2.4.

Asimismo, para Aguas Subterráneas se comparan los resultados con los Niveles Guía de Referencia para Compuestos Inorgánicos en Agua establecidos por la NOAA, en su apartado de Niveles Guía para Aguas Subterráneas, que fija para Pb 15 µg/l (ppb), según procedimiento del CTE [1].

Del procesamiento y análisis de los resultados, se desprenden las consideraciones y recomendaciones finales.

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Estuario de Bahía Blanca tiene una traza de unos 80 Km en dirección NO-SE. Abarca unos 2.300 km², incluyendo un canal principal y una serie de islas, marismas bajas y planicies intermareales separadas entre sí por canales de marea. El régimen de mareas es semidiurno con amplitud media de 2 a 3,3 m [1].

Los ríos y arroyos que desembocan en el sector interno del estuario, aportan volúmenes de agua dulce que varían con la intensidad de las precipitaciones, determinando cambios locales

en la salinidad [2]. Entre los afluentes de agua dulce se destacan el río Sauce Chico, el arroyo Saladillo de García y el arroyo Napostá Grande y su derivador Canal Maldonado. Los sedimentos aportados por estos cursos de agua, así como los provenientes de la erosión de las planicies de marea y de los bancos de los canales, son redistribuidos en el sistema.

En proximidades de la cabecera del estuario, sobre la costa norte, conviven las localidades de General Cerri, Ingeniero White y Bahía Blanca, una Reserva Natural, un balneario municipal, un Polo Petroquímico, un Parque Industrial 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 su exportación. En la zona más externa (fuera del área de estudio), y sobre la misma margen, se ubican las instalaciones militares de 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). 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. Estos aportes se realizan directa o indirectamente, a través de los afluentes de agua dulce, naturales o artificiales, que se muestran en la Figura N°3:

- Río Sauce Chico que se dirige a su desembocadura en el estuario, atravesando la zona de quintas próxima a la localidad de General Cerri.
- Arroyo Saladillo de García: que recibe las descargas de TGS, del frigorífico Villa Olga y de la Planta Depuradora de la Tercera Cuenca Cloacal.
- Descargas puntuales de las empresas: Petrobrás, Dow Chemical - PBB Polisur (Planta LLDPE-Barcaza, con vuelco discontinuo), Mega, Profertil, Cargill (a partir abril de 2005, pues antes volcaba a la red cloacal) y Central Piedra Buena.
- Canal Colector del Polo Petroquímico: considerado cuerpo receptor de agua superficial, que recibe los efluentes de las empresas Solvay Indupa (con un punto unificado de descargas de las plantas Cloro Soda, PVC y VCM), y PBB Polisur (vuelco unificado de las plantas de craqueo LHC I y LHC II y las descargas de las plantas EPE, LDPE y HDPE).
- Descarga puntual de la Planta Depuradora de la Cuenca Principal de Bahía Blanca, que a su vez recibe las descargas de la empresa Air Liquide y de otras industrias de diferentes rubros de producción, radicadas en el Parque Industrial de la ciudad y del ejido urbano.
- Arroyo Napostá que transita con dirección N-S, atravesando la ciudad, hasta su desembocadura en el estuario.
- Canal artificial Maldonado, aliviador del Arroyo Napostá, que recoge desagües pluviales y recibe efluentes domiciliarios e industriales clandestinos.

Es importante resaltar la localización del ex basural de la ciudad denominado Belisario Roldán, ubicado en las planicies de inundación del estuario, pues pese a no estar operativo, no se ha saneado y sus lixiviados se convierten en una descarga difusa.



Figura N° 3: Descargas naturales y antrópicas en el Estuario de Bahía Blanca

4. MARCO TEORICO

Se sintetiza en el mismo la información contenida en PNUMA (2010) sobre Pb, que se considera necesaria para identificar la procedencia de este metal en el estuario bahiense [3].

4.1. Plomo

El Pb en su forma elemental es de color blanco plateado y se vuelve de color gris azulado cuando se expone al aire. Sus propiedades incluyen: un bajo punto de fusión, alta densidad, facilidad de fundición, baja resistencia, maleabilidad, resistencia a los ácidos, y resistencia a la corrosión. En la naturaleza el Pb se encuentra con otros minerales como zinc (Zn), plata (Ag) y cobre (Cu) y se lo extrae junto con estos metales. La minería produce más del 90% del consumo mundial actual de Pb y el reciclaje representa alrededor del 10% restante.[3]

4.2. Efectos sobre la salud

El Pb es tóxico aún a muy bajos niveles de exposición y tiene efectos agudos y crónicos sobre la salud. Es una sustancia que puede causar daños en el sistema neurológico, cardiovascular, renal, gastrointestinal, hematológico y de la reproducción. La exposición a corto plazo a altos niveles de Pb puede causar vómitos, diarrea, convulsiones, coma e incluso la muerte. La exposición a largo plazo (exposición crónica) en los seres humanos, da lugar a efectos sobre

la sangre, el sistema nervioso central, la presión arterial, los riñones y el metabolismo de la vitamina D. La exposición de niños está relacionada con una disminución del coeficiente intelectual. El sistema nervioso es el sistema más sensible a la exposición al Pb.[3]

4.3. Efectos al medio ambiente

Debido a la capacidad de unión de los minerales del suelo y el humus, las aguas subterráneas por lo general contienen concentraciones muy bajas de Pb, y la difusión de Pb de los depósitos de las aguas subterráneas se debe esperar como un proceso relativamente lento. La movilidad de Pb en el suelo depende del pH del suelo y de la materia orgánica. En general la relativa inmovilidad de absorción de Pb en el suelo disminuye su biodisponibilidad para los seres humanos y la vida terrestre. Los compuestos orgánicos de Pb pueden bioacumularse en plantas y animales. El Pb se bioacumula en los organismos, en particular, en la biota que se alimenta principalmente de partículas, pero la biomagnificación de Pb inorgánico en la cadena alimentaria acuática no es aparente, pues los niveles de Pb, así como los factores de bioacumulación, disminuyen en el nivel trófico. Esto se explica en parte por el hecho de que en los vertebrados, el Pb se almacena principalmente en el hueso, que reduce el riesgo de transmisión de conducir a otros organismos en la cadena alimentaria. La distribución de Pb en los animales está estrechamente relacionada con el metabolismo del calcio. En los mariscos, las concentraciones de Pb son mayores en la cáscara rica en calcio que en el tejido blando. En los delfines, el Pb se transfiere de madres a hijos durante el desarrollo fetal y la lactancia. Esto podría estar relacionado con el metabolismo del calcio. La absorción de Pb en peces alcanza el equilibrio sólo después de varias semanas de exposición. El Pb se acumula principalmente en branquias, hígado, riñón y hueso [3].

El Pb es altamente tóxico para las aves cuando se ingiere como perdigones. La ingestión de una sola pastilla de granalla de Pb es mortal en algunas especies de aves, aunque la sensibilidad varía entre las especies y depende de la dieta. En general 0,5 ppm es el nivel de Pb en la sangre de las aves acuáticas que se considera tóxico, aunque los síntomas tóxicos pueden comenzar a aparecer en 0,2 ppm de Pb. El nivel de Pb en el hígado considerado letal para las aves acuáticas es de 5,0 ppm. Para algunas especies sensibles de aves, la reducción de la supervivencia se ha informado a dosis de Pb de 75 a 150 ppm en peso corporal, mientras que la reproducción se vio afectada en los niveles de dieta de 50 ppm. La mortalidad en las aves acuáticas por lo general se produce a concentraciones de dosis de 20 a 40 ppm de Pb en los estudios experimentales con niveles letales que van desde la dosis de 5-80 ppm [3].

En las comunidades de invertebrados acuáticos, algunas poblaciones son más sensibles y la estructura de la comunidad puede verse adversamente afectada por contaminación por Pb. A tempranas etapas de desarrollo son más vulnerables que en las etapas adultas. Sin embargo, las poblaciones de invertebrados de zonas contaminadas pueden mostrar más tolerancia al Pb que las de zonas no contaminadas. Los peces jóvenes son más susceptibles al Pb que los adultos o los huevos. El límite aceptable máximo tóxico para el Pb inorgánico se ha determinado en pruebas de laboratorio para varias especies (de agua dulce y agua salada) en diferentes condiciones, y la gama de resultados es de 0,04 a 0,198 mg/l [3].

4.4. Fuentes que contienen Pb

El Pb se encuentra en el ambiente en forma natural. Sin embargo, la mayoría de los niveles altos que se encuentran se originan en actividades humanas. Este metal puede entrar al ambiente a través de liberaciones desde minas de Pb y otros metales, y desde fábricas que lo manufacturan o usan, en aleaciones o compuestos. El Pb es liberado al aire cuando se quema carbón, petróleo o desechos. Antes del año 1950, el Pb se usó en plaguicidas que se aplicaron a huertos frutales. Una vez que el Pb entra a la atmósfera, puede viajar larga distancia si las partículas son muy pequeñas. Este metal es removido del aire por lluvias; las partículas caen al suelo y a las aguas superficiales.

Otra fuente que incorpora Pb al suelo desde el aire, es el desgaste y desprendimiento de pedazos de pintura con Pb desde edificios, puentes y otras estructuras. Los vertederos pueden contener desechos de minerales de Pb proveniente de la manufactura de municiones o de otras actividades industriales como la manufactura de baterías. Los usos este metal en el pasado, por ejemplo en gasolina, son una de las causas principales de la presencia de Pb en suelo. La mayoría del Pb en suelo en áreas urbanas descuidadas proviene de casas viejas con pintura con Pb y de material emitido en el pasado por el escape de automóviles.

Una vez que el Pb cae al suelo, se adhiere fuertemente a partículas y permanece en la capa superior del mismo. Pequeñas cantidades de Pb pueden entrar a ríos, lagos y arroyos cuando el suelo es movilizado por el agua de lluvia. También pequeñas cantidades de Pb provenientes de cañerías o soldaduras pueden liberarse al agua cuando esta es ácida o blanda. El Pb puede permanecer adherido a partículas del suelo o de sedimento durante muchos años. La movilización del Pb desde partículas de suelo hacia el agua subterránea es improbable a menos que la lluvia que cae al suelo sea ácida o blanda. La movilización del Pb dependerá del tipo de sal y de las características físicas y químicas del suelo [3].

4.5. Productos que contienen Pb

El principal uso de Pb es en baterías (aprox. 75%). Otras áreas de aplicación importantes son los compuestos de Pb (8%), láminas de Pb para techado de viviendas (5%), municiones (2%), aleaciones (2%), revestimiento de cables (1,2%) y aditivos de gasolina (menos del 1%). El Pb como pigmento en pinturas y barnices para cerámicas se ha interrumpido en los países desarrollados, pero se sigue utilizando en algunos países en desarrollo, especialmente en entornos industriales. El uso en balas y proyectiles como en plomadas de cañas de pescar también se ha reducido debido al daño que causa al medioambiente.

Los compuestos de Pb se utilizan principalmente en la producción de Pb rojo por ser resistente a la corrosión, pero también para fabricar pigmentos, tubos de rayos catódicos, de cristal, 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 ordenador y televisión y salas de rayos X, usado como escudo contra la radiación.[3]

4.6. Acuerdos e Instrumentos medioambientales internacionales, nacionales y provinciales que incluyen al Pb

- Convenio de Basilea sobre el Control de Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Disposición.
- Convenio de Rotterdam aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto del comercio internacional.
- Protocolo de Aarhus sobre Metales Pesados.
- Enfoque Estratégico para la Gestión Internacional de Químicos
- Alianza Global para la eliminación del plomo en pinturas.
- Ley Nacional N° 21.947/79, "*Convenio sobre prevención de la contaminación del mar por vertimiento de desechos y otras materias*".
- Ley Nacional N° 23.922/91, "*Aprobación Convenio sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación*".
- Ley Nacional N° 24.051/92, "*Residuos Peligrosos*" y su Decreto N° 831/93.
- Ley Nacional N° 26.184/06, "*Ley de Energía Eléctrica Portátil*".
- Ley Pcia. Buenos Aires N° 5.965/58, "*Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y atmósfera*" y su Decreto N° 336/03.
- Ley Pcia. Buenos Aires N° 11.720/95, "*Ley de manipulación, almacenamiento, transporte y tratamiento de residuos especiales en el territorio de la Provincia de Buenos Aires*".

Además, se enuncian en este documento las siguientes leyes que, si bien no incluyen directamente al Pb, son de aplicación en el desarrollo de la investigación:

- Ley Pcia. Buenos Aires N° 13.592/06: "*Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU)*" y su Decreto N° 1.215/10.
- Ley Pcia. Buenos Aires N° 14.321/11: Establece un conjunto de pautas, obligaciones y responsabilidades para la gestión sustentable de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, en concordancia con lo establecido por el Convenio de Basilea.
- Ley Pcia. Buenos Aires N° 14.343: "*Ley de Pasivos ambientales*".

5. RESULTADOS

5.1. Estudios del IADO sobre el Estuario

La información que se vuelca en este ítem sobre Pb disuelto en agua, sedimentos y peces, surge del "*Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca*"[2], incluidos en los distintos PIM.[1]

5.1.1. Aguas superficiales

La detección de Pb disuelto en agua es un indicador de ingreso reciente de este metal al sistema, por ello, es importante conocer los valores medidos con sus localizaciones, para poder identificar las fuentes más cercanas que lo podrían estar aportando.

Para la serie temporal 1999-2009 de resultados provistos por el IADO e informados en PIM 2009, de un total de 244 monitoreos, el 51% de las veces no se obtuvieron valores detectables; el 93% de las veces los valores fueron inferiores al nivel guía establecido por la NOAA de Exposición Crónica (8,1 $\mu\text{g/l}$) y el 95% de las veces, este parámetro estuvo por debajo del valor 8,75 $\mu\text{g/l}$ [1].

En Tabla N°1 se pueden observar los máximos valores registrados, de donde surge que las estaciones con valores más significativos de Pb disuelto en aguas superficiales son E4 (Puerto Galván), E5 (Colector Polo Petroquímico), E6 (Canal Maldonado), E7 (Puerto Cuatros) y E8 (Descarga Tercera Cuenca). En todas estas estaciones los valores de Pb superaron el valor

ESTACIÓN	NOMBRE	FECHA	MÁXIMOS ($\mu\text{g/l}$)
E1	Boya 24 – Villa del Mar	- -	(*)
E2	Descarga Cuenca Principal	2006	7,61 (**)
E3	Ingeniero White	2007	12,16 (**)
E4	Puerto Galván	2006	13,87 [1]
		2007	14,80 [1]
E5	Colector Polo Petroquímico	2007	15,68 [1]
		2009	10,28 [2]
E6	Descarga Canal Maldonado	2009	9,57 [2]
		2010	3,31 [1]
		2011	19,63 [1]
E7	Puerto Cuatros	2006	15,08 [1]
		2007	15,68 [1]
		2009	8,77 [2]
E8	Descarga Tercera Cuenca	2011	16,86 (**)

Valores de Referencia de NOAA - Exposición Crónica 8,1 $\mu\text{g/l}$ - Exposición Aguda 210 $\mu\text{g/l}$
 (*) Fuera del área Ley N° 12530
 (**) Información adicional aportada por CTE no incorporada en los PIM
 [1] y [2] Corresponden a Referencias bibliográficas

Tabla N° 1: Máximos detectados de Pb disuelto en agua del estuario

de referencia establecido por la NOAA como Exposición Crónica, aunque nunca superaron el valor de referencia para Exposición Aguda.

5.1.2. Sedimentos marinos

De la serie temporal 1999-2009 de resultados provistos por el IADO e informados en el PIM 2009 [1], se observa que el 100% de los resultados de análisis de Pb en sedimentos marinos estuvieron por debajo del valor guía de referencia ERL (46,7 $\mu\text{g/g}$) y muy por debajo del

ERM (218 $\mu\text{g/g}$) establecidos por la NOAA. En Tabla N°2 se muestran los máximos valores registrados.

El PIM 2011 informa que todos los resultados obtenidos para ese año, estuvieron por debajo de los dos valores guía de referencia de la NOAA y que el máximo medido fue de 8,68 $\mu\text{g/g}$, no detallando en qué estación del estuario. Asimismo, destaca que las concentraciones determinadas fueron en promedio, las más bajas registradas en la base histórica de los Programas de Monitoreo.

ESTACIÓN	NOMBRE	FECHA	MÁXIMOS ($\mu\text{g/g}$)
E1	Boya 24 – Villa del Mar	- - -	(*)
E2	Descarga Cuenca Principal	2008	20,58 [2] y [1].
		2009	20,36 [2] y [1].
		2009	23,26 [2] y [1].
		2010	17,80 [2] y [1]
E3	Ingeniero White	- - -	(**)
E4	Puerto Galván	- - -	(**)
E5	Colector Polo Petroquímico	2007	42,71 [1]
E6	Descarga Canal Maldonado	2007	41,57 [1]
E7	Puerto Cuatros	2007	41,09 [1]
E8	Descarga Tercera Cuenca	2011	7,46 [1]
Valores de Referencia de NOAA - ERL 46,7 $\mu\text{g/g}$ - ERM: 218 $\mu\text{g/g}$			
(*) Fuera del área Ley N° 12530			
(**) No se obtuvo información			
[1] y [2] Corresponden a Referencias bibliográficas			

Tabla N° 2 Máximos detectados de Pb en sedimentos del estuario

5.1.3. Peces

Según el PIM 2010, el muestreo de peces durante el programa de monitoreo 2009, contempló el estudio de 12 ejemplares de pescadilla, sobre los cuales se realizaron los análisis en músculo e hígado. Por otro lado, durante el programa de monitoreo 2010, se evaluó la presencia de metales pesados en 15 pescadillas y 8 corvinas, en los tejidos músculo e hígado. Para el período enero – diciembre 2009, los niveles de este metal en músculo comestible e hígado oscilaron entre menores al límite de detección del método analítico empleado para ambos tejidos hasta 5,46 $\mu\text{g Pb/g}$ y 4,90 $\mu\text{g Pb/g}$ (en peso húmedo), respectivamente. Los valores determinados en este estudio son significativamente superiores a los antecedentes históricos del IADO para esta especie en el estuario bahiense [1].

El mismo PIM 2010, para el período enero – diciembre 2010, manifiesta que “los niveles de este metal analizados en músculo comestible e hígado de pescadilla estuvieron -en todos los

casos- por debajo del límite de detección del método analítico. Asimismo, en el análisis de Pb en la muestra de corvina rubia se observaron – en todos los casos – niveles inferiores al límite de detección del método analítico tanto en músculo como en hígado. Los valores de Pb determinados en todas las muestras de músculo comestible de las especies evaluadas fueron inferiores a los estándares internacionales aceptados como de aptitud para el consumo humano” [1].

El PIM 2011 informa la determinación de Pb en músculo e hígado de otra especie característica del estuario, la saraquita (*Ramnogaster arcuata*). Los ejemplares fueron clasificados según sus características morfométricas de menor a mayor, en cuatro clases según longitud total (Clase I: 20 a 49 mm – Clase II: 50 a 79 mm – Clase III: 80 a 109 mm – Clase IV: 110 a 130 mm). Los ejemplares que presentaron residuos detectables fueron los correspondientes a las Clases I y II (más pequeños), con niveles que variaron entre no detectables hasta 1,702 µg Pb/g en músculo; y valores no detectables y 0,068 µg Pb/g en hígado. Las restantes clases no presentaron valores detectables de Pb en músculo ni en hígado, en ningún caso [1].

5.2. Estudios sobre Canal Colector Polo Petroquímico

En este canal descargan sus efluentes las plantas de Dow Chemical y de Solvay Indupa. Ningún PIM enuncia presencia de Pb en agua o en sedimentos de este canal. Sin embargo, estudios realizados en la estación del estuario E5-Colector Polo Petroquímico, han registrado valores superiores al nivel guía de Exposición Crónica de la NOAA, según se desprende de la ya mencionada Tabla N°1.

5.3. Estudios sobre las descargas industriales Polo Petroquímico

Las Tablas N° 3.1 y 3.2 resumen la información de los 288 resultados de análisis de Pb de 10 años de monitoreo realizados por el CTE, sobre las descargas de efluentes líquidos industriales del Polo Petroquímico y Área Portuaria. De la misma se desprende que ninguna descarga superó el máximo admitido por la legislación vigente para vuelco a cuerpo de agua superficial (< 0,1 mg/l) y que nunca se monitoreó Pb sobre la descarga de Air Liquide que vuelca a colector cloacal. En general, salvo algunas excepciones los valores se informaron siempre por debajo de límites de cuantificación y en oportunidades con valores medibles.

5.4. Estudios sobre la descarga de efluentes cloacales del Parque Industrial

Según el PIM 2010, el Parque Industrial está constituido por una variada gama de empresas dedicadas a diferentes rubros de producción, de las cuales, pocas empresas vuelcan sus efluentes a la red cloacal.

TABLA N° 3.1. DESCARGAS DE EFUEENTES INDUSTRIALES A ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA (curso superficial)						
DESCARGAS	PERÍODO MONITOREO Pb		N° de REGISTROS Pb	VALORES EFECTIVAMENTE DETECTADOS de Pb y EVALUACIÓN DE RESULTADOS	N° VECES SUPERADO MÁX. ADM.	OBSERVACIONES
	Desde	Hasta				
CARGILL	21/07/2008	23/11/2011	3	Resultados siempre debajo del límite de detección de 0,02 mg/l	0	
CIA MEGA	24/07/2007	13/11/2011	30	Se registró valor de Pb de 0,005 mg/l (04/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05; < 0,02 y < 0,01 mg/l.
PBB - EPE	07/08/2007	17/11/2011	23	Se registraron valores de Pb de 0,012 (07/08/07) y 0,003 (03/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002 < 0,05; 0,01 y 0,02 mg/l
PBB - HDPE	20/08/2007	31/10/2011	19	Se registró valor de Pb de 0,004 mg/l (03/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05 y < 0,02 mg/l.
PBB - LDPE	20/08/2007	17/11/2011	15	Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002 < 0,05; 0,01 y 0,02 mg/l
PBB - LHC I	20/08/2007	13/12/2011	31	Se registró valor de Pb de 0,007 mg/l (03/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05; < 0,01 y < 0,02 mg/l.
PBB - LHC II	20/08/2007	13/12/2011	29	Se registró valor de Pb de 0,003 mg/l (03/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Inicio monit. Pb: 20/08/2007. Se registró valor de Pb de 0,003 mg/l (03/09/07)
PROFERTIL	05/10/2001	21/12/2011	37	Se registraron valores de Pb de 0,005 mg/l (30/07/07) y 0,002 mg/l (23/08/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05; < 0,01 y < 0,02 mg/l.
PETROBRAS	25/10/2001	21/12/2011	37	Se registraron valores de Pb de 0,005 mg/l (13/08/07); 0,007mg/l (28/08/07) y 0,002 mg/l (17/09/07). Resultados siempre por debajo de 0,05 mg/l	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05; < 0,01 y < 0,02 mg/l.
SOLVAY	04/04/2002	05/12/2011	55	Se obtuvieron 3 registros de valores de Pb entre 0,003 mg/l y 0,007mg/l (año 2002); y 4 entre 0,003mg/l y 0,007mg/l (año 2007)	0	Los límites de detección variaron temporalmente entre < 0,002; < 0,05; y < 0,02 mg/l.
TERMO M6	26/03/2008	07/05/2010	3	Resultados siempre debajo del límite de detección de 0,02 mg/l	0	
TERMO OLEO	29/12/2008	03/12/2010	3	Resultados siempre debajo del límite de detección de 0,02 mg/l	0	
TGS SA	17/02/2010	29/11/2010	3	Resultados siempre debajo del límite de detección de 0,02 mg/l	0	
TOTAL REGISTROS			288	Siempre debajo del máx. adm.	0	
Límite máximo admitido de Pb para descarga a curso superficial < 0,1 mg/l (ADA - RES. 336/03)						
TABLA N° 3.2. DESCARGAS DE EFUEENTES INDUSTRIALES A COLECTOR CLOACAL						
DESCARGA	PERÍODO		N° de REGISTROS	EVALUACIÓN de RESULTADOS Pb	N° VECES SUPERÓ	OBSERVACIONES
	Desde	Hasta				
AIR LIQUIDE	--	--	0	--	--	No se realizaron monitoreos de este metal en la descarga.
TOTAL REGISTROS			0			
Límite máximo admitido de Pb para descarga a colector cloacal < 1 mg/l (ADA - RES. 336/03)						

Tablas N° 3.1 y 3.2: Resumen de resultados de Pb en efluentes industriales

DESCARGAS EFLUENTES CLOACALES A ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA (curso superficial)							
DESCARGAS	PERÍODO MONITOREO		N° de REGISTROS Pb	EVALUACIÓN de RESULTADOS Pb	N° VECES SUPERÓ Max. Adm.	MÁXIMOS REGISTRADOS (mg/l)	FECHAS DE MÁXIMOS
	Desde	Hasta					
Cloaca Cuenca Principal B.Bca.	16/05/2011	07/03/2012	20	Siempre debajo del máx. adm. Seis resultados <0,02 mg/l y nueve <0,01 mg/l.	0	0,03	16/05/2011
Cloaca Tercera Cuenca	27/07/2010	04/10/2012	15	Siempre debajo del máx. adm. Siempre por debajo de <0,02 mg/l	0		
TOTAL REGISTROS			35	Siempre debajo del máx. adm.	0		
Límite máximo admitido de Pb para descarga a curso superficial <0.1 mg/l (ADA - RES. 336/03)							

Tabla N° 5: Descargas efluentes cloacales de Bahía Blanca

Sin embargo, entre las que vuelcan se mencionan industrias de acumuladores. Se informan una serie de muestreos a modo de screening sobre la red cloacal del Parque Industrial de Bahía Blanca (fuera del ámbito de aplicación de la Ley Pcia. Buenos Aires N° 12530) a fin de encontrar posibles fuentes de emisión de los metales pesados detectados en aguas, sedimentos y peces del estuario. Los muestreos se ejecutaron en una cámara de inspección del sistema de alcantarillado ubicado aguas abajo del Parque Industrial, de manera que todas las empresas hayan descargado sus efluentes aguas arriba del punto de muestreo seleccionado.

5.6. Estudios sobre ex basural Belisario Roldán en planicie de inundación del estuario

Como la lixiviación del ex basural es una descarga difusa, no puntual, la referencia de monitoreo para esta fuente son los análisis en aguas superficiales y en sedimentos realizados por el IADO en la estación E6-Canal Maldonado. Como se muestra en Tabla N°1, este punto de monitoreo ha presentado valores de Pb disuelto en agua superiores al nivel de Exposición Crónica de la NOAA (8,1 µg/l), alcanzando en el 2011, valores de 19,63 µg/l.

Es válido recordar que la presencia de este metal disuelto al momento del monitoreo, es indicadora de ingreso reciente al sistema.

El ex basural fue depósito de residuos de productos que contienen Pb durante más de 30 años y habiendo sido clausurado en 1992, aún recibe vuelcos clandestinos. Su lixiviación es permanente y está favorecida por la constante inundación, lo que podría constituir un ingreso difuso y permanente al sistema.

5.7. Estudios sobre el Arroyo Napostá

Todos los resultados de Pb disuelto en agua superficial del Arroyo Napostá, realizados por VALE entre julio y octubre de 2011, sobre tres puntos de monitoreo, se informaron inferiores al límite de cuantificación del método (0,01 mg/l); por lo que no se puede verificar si cumple con los niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática en agua superficial fijado por la Ley Nacional N° 24051, que es de 1 µg/l. Se debería bajar el límite de cuantificación. En sedimentos, en los dos puntos seleccionados la concentración alcanzó 10,5 µg/g y 40,2 µg/g peso seco.

5.8. Estudios sobre el Río Sauce Chico

El PIM 2009 informaba que en “La primera campaña de muestreo en el cauce del río Sauce Chico no se registraron valores detectables de Pb (límite de detección= 0,02 mg/l). Se repite igual condición que para el Arroyo Napostá. Se debería bajar el límite de cuantificación.

5.9. Estudios sobre Pozos Externos a los Predios Industriales

El CTE monitorea a través del Subprograma Aguas Subterráneas los pozos externos a los predios industriales. El PIM 2010 presenta para dicho Subprograma la Figura N°4 con pozos monitoreados; y en la Tabla N°6 se resumen los resultados de las determinaciones de Pb.

El mismo documento manifiesta que al comparar los resultados con los valores de referencia de la NOAA (0,015 mg/l), se observa que dicho valor se supera en los pozos N° 1 (cercano a Petrobras), 13 y 15 (cerca de las Plantas de Dow Chemical y aguas abajo Parque Industrial). Se debe destacar que el Pozo N°1 se encuentra próximo a las estaciones E5-Colector Polo Petroquímico y E6-Canal Maldonado y los Pozos N° 13 y 15, prácticamente frente a la estación E5 (Figura N° 4), estaciones más comprometidas respecto a Pb disuelto en agua. Para el resto de los pozos se debería bajar el límite de detección para determinar si supera los valores de referencia del NOAA.

El PIM 2011, menciona que se detectó la presencia de Pb sólo en el Pozo N° 9, coincidente con el N° 9 del año anterior, con un valor de 0,01 mg/l inferior al de referencia de NOAA [1].



Figura N° 4: Ubicación de los pozos de monitoreo externos. Fuente PIM 2010 [1]

RESULTADOS MONITOREOS POZOS EXTERNOS (AGUAS SUBTERRÁNEAS) - AÑO 2010										
PARÁMETRO	POZO 9	POZO 12	POZO 13	POZO 14	POZO 15	POZO 16	POZO 3	POZO E-0	POZO E-1	POZO I
Fecha Muestreo	07/10	07/10	07/10	07/10	07/10	07/10	08/10	08/10	08/10	13/12
Nivel freático (m)	1,00	1,10	0,78	0,76	0,51	0,53	1,15	1,70	0,96	- -
pH (upH)	8,2	8,2	8,1	7,7	7,8	8,2	7,9	8,9	9,0	7,8
Plomo (mg/l)	< 0,02	< 0,02	0,04	< 0,02	0,06	< 0,02	n/a	< 0,02	0,05	< 0,02
n/a: no analizado										
Valores Guía para Aguas Subterráneas - NOAA: Pb=0,015 mg/l										

Tabla N°6: Resultados de Pb en pozos externos. Fuente PIM 2010 [1]

5.10. Cenizas volcánicas

Dado que la actividad volcánica es una fuente natural de liberación de Pb a la atmósfera, y que las cenizas son transportadas por el viento a grandes distancias, no se debería descartar el aporte de este metal a través de las cenizas del Volcán Chaintén que en el año 2008 arribaron al estuario bahiense. Montenegro, R. (2011) [4] advierte que muestras de dichas cenizas contenían trazas de Pb. La investigación realizada no pudo confirmar el contenido de este metal en cenizas del Volcán Puyehue.

6. CONSIDERACIONES FINALES

- De lo evaluado en las aguas del estuario, surge que las estaciones con valores más significativos de Pb disuelto en aguas superficiales son E4 (Puerto Galván), E5 (Colector Polo Petroquímico), E6 (Canal Maldonado), E7 (Puerto Cuatreros) y E8 (Descarga Tercera Cuenca). En todas estas estaciones los valores de Pb superaron el valor de referencia establecido de Exposición Crónica de la NOAA, aunque nunca superaron el valor de Exposición Aguda. Los valores más altos se registraron en el 2011, en la estación E6.

En cuanto a los análisis en sedimentos, las estaciones con mayor concentración corresponden a E2 (Descarga Cloacal Principal Bahía Blanca), E5 (Colector Polo Petroquímico), E6 (Canal Maldonado) y E7 (Puerto Cuatreros), en las que se superó el ERL del NOAA.

Se debe tener en cuenta que la aparición de Pb en agua implica el ingreso reciente en el lugar, en cambio su presencia en sedimentos, dada la movilidad de los mismos, no necesariamente se relaciona con la proximidad de la fuente emisora.

En cuanto a peces, se debe continuar con la investigación sobre el contenido de Pb en músculo e hígado, pues los estudios realizados indican la detección de este metal en diferentes especies, incluso superando en algunas oportunidades los valores de referencia.

- Los resultados de Pb en los efluentes líquidos de todas las descargas industriales del Polo Petroquímico y Área Portuaria que vuelcan directamente al estuario, siempre estuvieron por debajo del máximo establecido por la legislación vigente de 0,10 mg/l. No se obtuvieron registros de monitoreos de Pb sobre las descargas de Air Liquide, cuyos efluentes vierten a la red cloacal, se recomienda realizar esporádicamente algún monitoreo para determinar Pb.

- Dado que la bibliografía soporta la hipótesis de que las industrias de acumuladores, así como las refinerías, son posibles generadoras de Pb en sus efluentes, se debería seguir indagando

en estas fuentes. Se recomienda realizar rigurosos controles sobre los efluentes de empresas relacionadas con la fabricación y/o rectificación de acumuladores ubicadas tanto al interior del ejido urbano de Bahía Blanca como en el Parque Industrial. En particular, en este último caso, se discontinuaron los monitoreos sobre el colector, donde oportunamente se detectó Pb. Esta situación debiera ser revertida, pues muestra como mínimo una vulnerabilidad institucional. Además existe escasa información disponible sobre el tipo de industrias radicadas en el Parque Industrial.

- No se detectó Pb en las descargas de los efluentes cloacales de las dos Plantas Depuradoras de Bahía Blanca.
- Respecto a los resultados de análisis realizados sobre el Arroyo Napostá así como del Río Sauce Chico, se deberían bajar los límites de cuantificación de Pb disuelto en agua para poder determinar si cumple con los niveles guía de calidad.
- El monitoreo de las aguas subterráneas de los pozos externos a los predios industriales, muestra que el pozo N° 1 (cercano a Petrobras), así como 13 y 15 (cercanos a las Plantas de Dow Chemical y aguas abajo del Parque Industrial) superan los valores de referencia del NOAA. Además, el Pozo N°1 se encuentra próximo a las estaciones del estuario E5- Colector Polo Petroquímico y E6-Canal Maldonado y los Pozos N° 13 y 15, prácticamente frente a la estación E5, siendo estas estaciones las más comprometidas. No se debe descartar la contaminación difusa del estuario a través de las aguas subterráneas, por lo que se debería hacer un seguimiento de estas.
- La lixiviación difusa del ex basural Belisario Roldán, ubicado en la planicie de inundación del estuario, debería ser controlada mediante monitoreos específicos en agua y sedimentos, pues es la que implica mayor compromiso. La estación E6 (Canal Maldonado) frente al ex basural, con un valor de Pb de 19,63 µg/l ha superado ampliamente el valor de Exposición Crónica de la NOAA. El ex basural constituye un pasivo ambiental que debería ser remediado de acuerdo a lo que establecen las Leyes Pcia. Buenos Aires N° 13592 y N° 14.343. Además, de acuerdo a la Ley Pcia. Buenos Aires N° 14321, que establece las pautas, obligaciones y responsabilidades para la gestión sustentable de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, se debería arbitrar los medios para evitar que se sigan tirando dichos residuos en el ex basural o en basurales espontáneos, impulsando mediante incentivos, la reutilización y/o reciclado de estos aparatos.

7. REFERENCIAS

- [1] Municipalidad de Bahía Blanca - Comité Técnico Ejecutivo. *Programas Integrales de Monitoreo*. (2005 a 2011). En: http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/informes_medamb.php
- [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 y 2009). Bahía Blanca. Argentina. En: http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/doc/inf09_quimicamarina.pdf
- [3] PNUMA – Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2010). *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). En:

http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Trade_Reports/LAC/Trade_report_LAC_Spanish_and_English.pdf

[4] Montenegro, R. (2011). *Las cenizas volcánicas no son inofensivas - Informe completo.*

<http://fernandoberdugo.blogspot.com.ar/2011/07/las-cenizas-volcanicas-no-son.html>

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

Elordi^{1,2}, M. Lucila; Colman Lerner^{1,3}, J. Esteban y Porta^{1,2}, A. Andrés

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: Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Fac Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. lucilaelordi@hotmail.com, aaporta@yahoo.com.ar

3: 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. *El objetivo de este trabajo fue determinar y evaluar la calidad del agua superficial de los arroyos Las Piedras y San Francisco, utilizando el Índice de Calidad del Agua desarrollado por la Fundación Nacional de Sanidad de los EE.UU, con sus siglas en inglés (WQI_{NSF}). En todas las estaciones de muestreo, excepto en la estación SF1 correspondiente a la naciente del arroyo San Francisco, los valores del índice dan cuenta de una calidad mala del agua superficial en ambos arroyos. En la estación SF1 la calidad del agua es media o regular, superando el valor de WQI_{NSF} de 51 pero siendo menor a 70. Dados los resultados de los parámetros determinados individualmente, se observó una importante contaminación de origen fecal y una alta carga orgánica, debido probablemente a la carencia de servicios de saneamiento, al vertido de aguas residuales sin tratamiento previo o con tratamiento inadecuado. Debido a que la población adyacente a estos arroyos se encuentra aparentemente expuesta a múltiples focos infecciosos además del hacinamiento y la coexistencia con animales domésticos que actúan como reservorios de agentes patógenos, bajo un riesgo sanitario permanente, resultaría esencial un buen manejo y control eficiente de este recurso vital.*

Palabras claves: Índice de Calidad del Agua, WQI_{NSF}, Contaminación fecal, Arroyos degradados.

1. INTRODUCCIÓN

Las fuentes de agua superficial son un eje fundamental en el desarrollo de los seres humanos, que permiten el abastecimiento para las diferentes actividades socioeconómicas llevadas a cabo en la sociedad; no obstante, de forma paradójica muchas de estas actividades causan alteración y deterioro de las mismas. En general, las aguas superficiales están sometidas a contaminación natural (arrastre de material particulado y disuelto y presencia de materia orgánica natural) y de origen antrópico, tales como descargas de aguas residuales domésticas, escorrentía agrícola, efluentes de procesos industriales, entre otros [1].

Tanto el desarrollo humano como el crecimiento de la población a nivel mundial, ejercen permanentemente presiones múltiples y diversas sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos y sobre el acceso a ellos.

Estas incluyen: 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 junto con escasas oportunidades de nuevas fuentes; la variabilidad del clima que altera tanto la disponibilidad y calidad del agua, como los ciclos inundación/sequía y el calendario de lluvias; las obras de infraestructura asociadas con el desarrollo, tales como presas, carreteras, y la agricultura de riego; además de la deforestación, el colapso de los sistemas cloacales y de aguas servidas, y de recolección y conducción de aguas pluviales urbanas, la incorrecta gestión de los residuos sólidos urbanos; acciones todas que conducen a un aumento de la prevalencia de las enfermedades asociadas al agua.

Estos factores pueden interactuar de manera que afecten negativamente tanto a la cantidad y calidad del agua, como a su autodepuración y a la salud humana [2-5].

El marcado deterioro de los cuerpos de agua superficial hace prioritaria su evaluación para la toma de decisiones, que incluyen acciones de control y mitigación del nivel de contaminación y riesgo sanitario asociado. Estas decisiones serán determinantes en la complejidad y costos del tratamiento del agua para consumo humano, así como para una adecuada gestión del recurso.

Particularmente el área comprendida por los arroyos Las Piedras y San Francisco, ha sido históricamente estudiada desde diferentes enfoques, dando cuenta en todos los casos de una situación crítica en cuanto a la calidad de sus aguas superficiales [6, 7].

Detectar el grado de contaminación presente en un cuerpo de agua a través de monitoreos conduce a obtener una inmensa cantidad de datos de diversos parámetros, incluso dimensionalmente diferentes, sin embargo no permite establecer una clara perspectiva de posibles patrones de contaminación [1, 8].

Ante la necesidad de resolver diferentes tipos de conflictos asociados con el uso del agua y la conservación de la integridad ecológica de los sistemas acuáticos, los cuales involucran también aspectos socioeconómicos, surgen los índices de calidad del agua como una herramienta simple para la evaluación del recurso hídrico fundamental en procesos decisorios de políticas públicas y en el seguimiento de sus impactos [8, 9].

El índice de calidad del agua, consiste básicamente en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros, los cuales sirven como una medida de la calidad del agua. El índice puede ser representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color [10].

2. METODOLOGÍA

2.1. Área de Estudio

Los arroyos Las Piedras y San Francisco forman parte de la cuenca Sur del arroyo Santo Domingo (Figura 1), abarcan un área aproximada de 150 Km² con una extensión de 23 Km recorriendo parte de los partidos de Avellaneda, Quilmes, Florencio Varela y Almirante Brown. Particularmente en este caso, 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.

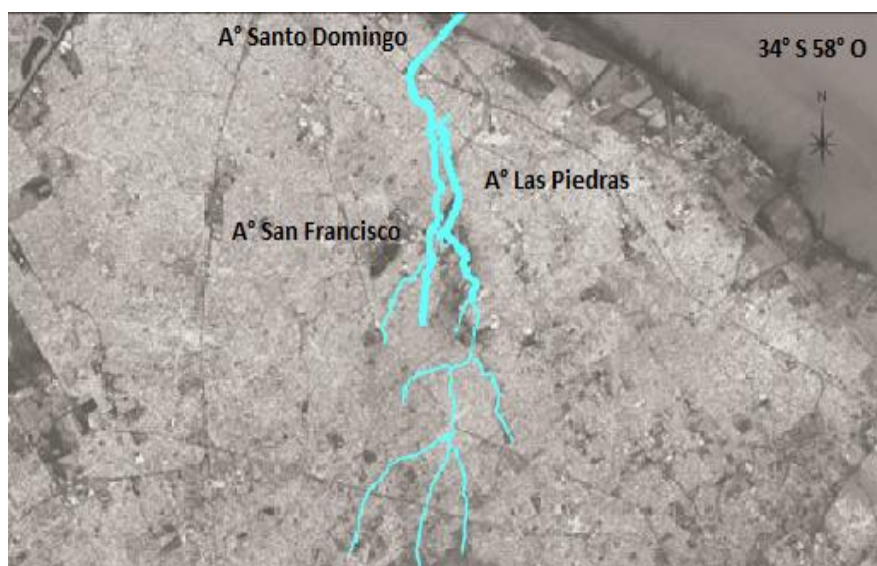


Figura 1. Mapa de la cuenca Sur del arroyo Santo Domingo con sus arroyos afluentes Las Piedras y San Francisco.

2.2. Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos

En función del conocimiento empírico de la COLCIC (Comisión de Lucha contra las Inundaciones y Contaminación de los arroyos Las Piedras y San Francisco), de los antecedentes históricos y de relevamientos anteriores [6, 7], se monitorearon un total de diez estaciones de muestreo (treinta muestras), cinco correspondientes al arroyo Las Piedras (LP), cuatro al arroyo San Francisco (SF) y la última correspondiente al área de confluencia (CONF) de ambos arroyos (Figura 2).

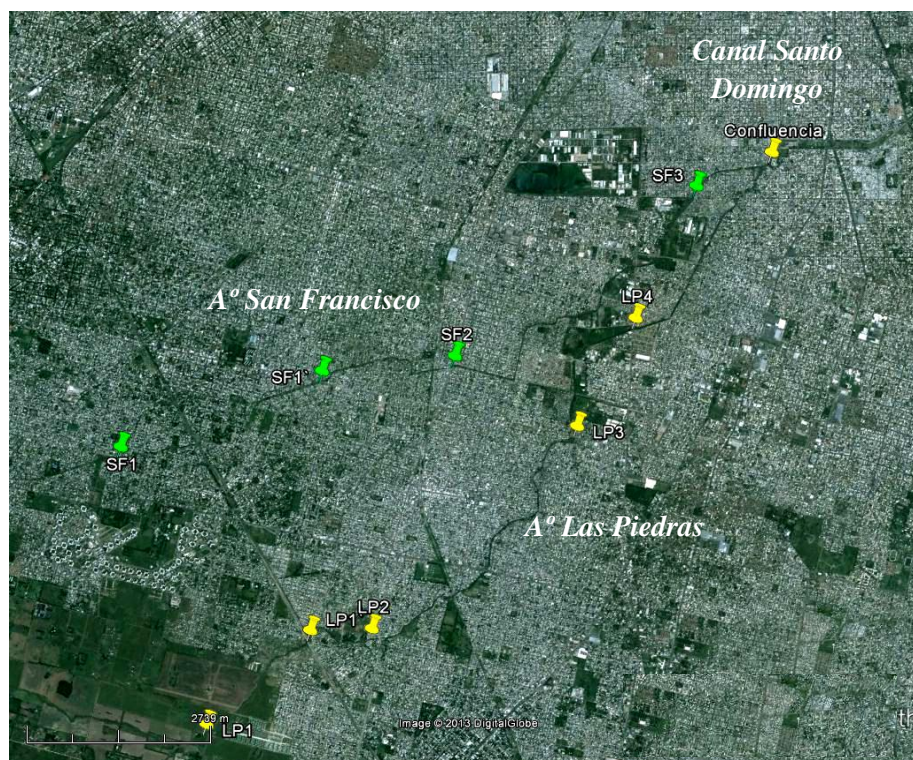


Figura 2. Mapa del área de estudio con las estaciones de muestreo.

Se realizó un relevamiento cuantitativo de los siguientes parámetros involucrados en el cálculo del Índice de Calidad de Agua WQI-NSF, Oxígeno disuelto, pH, Desviación de temperatura, Coliformes fecales, DBO₅ (Método por dilución/5 días/20 °C), Fosforo Total (Colorimetría del ácido ascórbico), Nitratos (Electrodo selectivo), Turbidez (Nefelometría) y Sólidos totales (Gravimetría). Los tres primeros parámetros mencionados se obtuvieron en el campo utilizando una sonda multiparamétrica HANNA (HI 9828), mientras que los parámetros restantes se determinaron en el laboratorio mediante metodología estandarizada internacionalmente [11].

Todas las muestras se extrajeron entre las 12:30 y 15:30 h, se mantuvieron refrigeradas a 4-6° C y fueron procesadas antes de transcurridas las 6 h de su recolección, siguiendo procedimientos estandarizados.

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 [11].

2.3. Índice de Calidad del Agua WQI_{NSF}

El índice de calidad de agua WQI_{NSF} fue desarrollado en 1970 por la Fundación de Sanidad Nacional (NSF) de los Estados Unidos [12] y consiste en asignar un valor a la calidad del agua entre 0 y 100 (Tabla 1), obtenido matemáticamente a partir de la agrupación de nueve parámetros (pH, OD, NO_3 , DBO_5 , PO_4 , ST, DT, CF y turbidez) a los cuales se les otorga un valor de influencia individual sobre el índice total.

<i>Valor del Índice</i>	<i>Clasificación</i>	<i>Leyenda</i>
0-25	Calidad muy mala (MM)	Rojo
26-50	Calidad Mala (M)	Naranja
51-70	Calidad media (R)	Amarillo
71-90	Calidad buena (B)	Verde
91-100	Calidad Excelente (E)	Azul

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua.

En este estudio se utilizó la versión aditiva del WQI_{NSF} , la cual se describe a continuación:

$$WQI_{NSF} = \sum_{i=1}^n W_i Q_i \quad (1)$$

Donde W_i es el factor de ponderación que varía entre 0 y 1, Q_i representa los factores de escala, i representa el parámetro que va de 1 a n (" n " es el número total de los parámetros considerados en el proceso).

Para el cálculo de los índices por este método, se utilizaron factores de ponderación propuestos por NSF para cada parámetro (Tabla 2) y factores de escala Q_i que se calcularon por medio de ajustes polinómicos a las curvas de estandarización asociadas a cada variable formulados por la NSF [13-15].

<i>Parámetros</i>	<i>Factor W_i</i>
Oxígeno Disuelto	0,17
Coliformes Fecales	0,16
pH	0,11
Demanda Biológica de Oxígeno	0,11
Nitratos	0,10
Fosfatos	0,10
Desviación Temperatura	0,10
Turbiedad	0,08
Sólidos Totales	0,07

Tabla 2. Factores de ponderación propuestos por NSF para cada parámetro.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 3 se presentan los valores de Q_i calculados con el ajuste polinómico en los diez puntos de muestreo.

	Q_{DBO}	Q_{pH}	Q_{OD}	Q_{NO3}	$Q_{\Delta T}$	Q_T	Q_{ST}	Q_{PO4}	Q_{CF}
LP1	2	53,7	42,9	78,9	86,5	80,9	20	15,8	31,5
LP1`	2	72,3	7,4	85,7	87,9	80,9	20	20,8	2
LP2	2	89,6	6,5	35,4	86,5	80,9	20	16,4	2
LP3	24,8	87,5	4,3	41,7	86,5	89,5	20	20,6	2
LP4	10,3	87,5	6,6	87,9	86,5	78,1	20	17,3	2
SF1	2	68,3	98,2	92,5	87,9	80,9	16,9	19	20,7
SF1`	2	74,1	0	88,2	86,5	80	20	20	2
SF2	16,9	87,5	33,7	49	86,5	79	20	20	2
SF3	2	91,2	0	81,5	87,9	61,5	20	15,1	2
CONF	2	88,5	0	87,9	88,4	5	20	9,5	2

Tabla 3. Valores de los Q_i en cada estación de muestreo.

Aquí se puede observar que los parámetros que mayor impacto tienen sobre el valor final del índice WQI_{NSF} en la calidad del agua de los arroyos Las Piedras y San Francisco, serían: DBO, OD y CF; siendo estos últimos dos, los parámetros con mayor ponderación específica establecida por la NSF.

Por otro lado, dada la baja variabilidad de los valores encontrados de pH, Desviación de la Temperatura (ΔT) y Turbidez (T), éstos no afectarían notablemente el valor del índice de calidad global del agua de los arroyos.

En la siguiente tabla (Tabla 4) se representan los valores de los índices de calidad del agua WQI_{NSF} obtenidos en cada uno de los sitios de muestreo monitoreados, contraponiendo dos escenarios. El primero, incluye el parámetro Coliformes Fecales en la determinación del valor global del índice (nueve parámetros totales) y el segundo en ausencia de dicho parámetro, con un total de ocho parámetros considerados.

	CON CF	SIN CF
LP1	44,4	46,9
LP1'	37,1	43,8
LP2	33,2	39,1
LP3	36,8	43,5
LP4	39,0	46,1
SF1	55,3	61,9
SF1'	35,9	42,4
SF2	40,8	48,2
SF3	35,3	41,7
CONF	30,6	36,1

Tabla 4. Valores de WQI_{NSF} obtenidos de ambos arroyos en presencia y ausencia de CF entre sus parámetros.

Aquí se observa que en ambos escenarios, todas las estaciones de muestreo presentan una calidad “Mala” de sus aguas, es decir un valor de WQI_{NSF} comprendido entre 26-50; excepto el sitio denominado SF1 que presenta una calidad del agua “Media o Regular”, correspondiente a la naciente del arroyo San Francisco y su valor de WQI_{NSF} queda incluido entre 51 y 70.

Si bien con ambos escenarios planteados la calidad del agua de los arroyos según la clasificación propuesta por NSF no varía; la diferencia en los valores del índice es notable. El WQI_{NSF} disminuye entre 5-15 % cuando se consideran los Coliformes Fecales en el cálculo del índice global.

En las siguientes figuras (Figura 3 a y b) se puede observar mediante la disminución del índice WQI_{NSF} , que la calidad del agua va disminuyendo desde las nacientes de cada uno de los arroyos hacia la confluencia de los mismos.

Clasificación de la Calidad del Agua

Muy mala	----
Mala	----
Media	----
Buena	----
Excelente	----

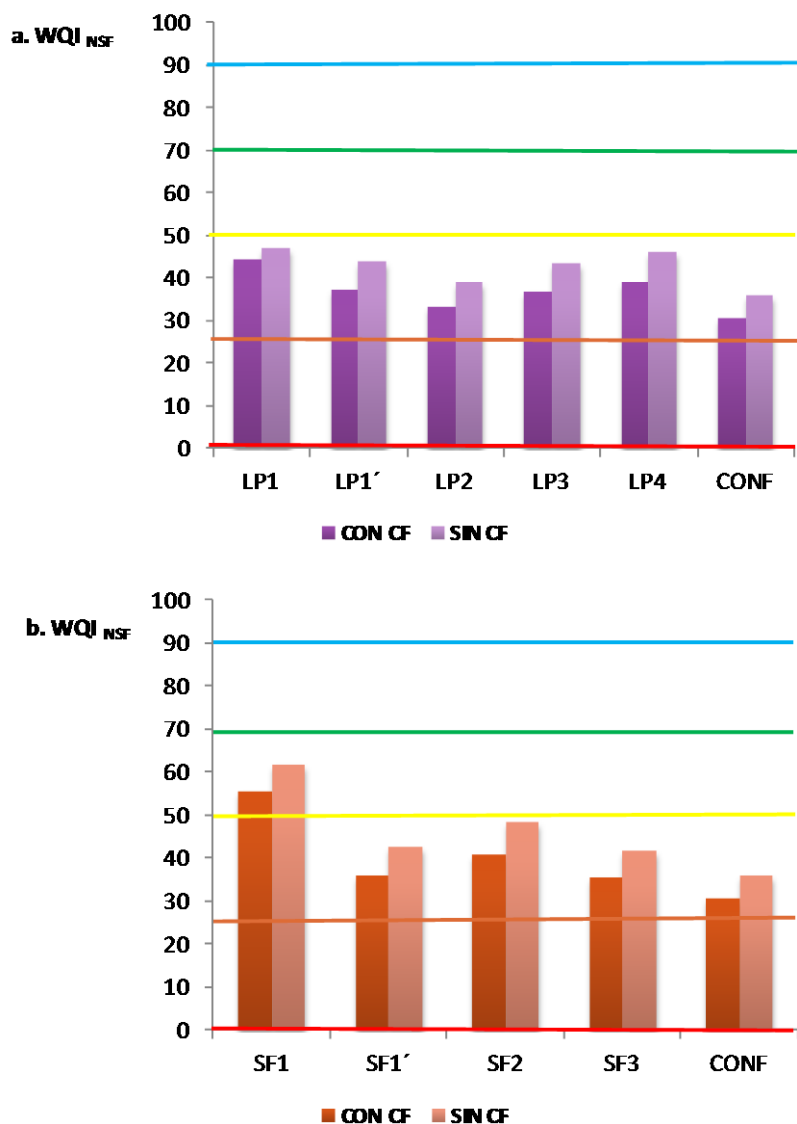


Figura 3. a. Valores de WQI_{NSF} del arroyo Las Piedras b. Valores de WQI_{NSF} del arroyo San Francisco, obtenidos en ambos escenarios.

La estación de muestreo que corresponde a la confluencia de los arroyos Las Piedras y San Francisco (CONF), es la que presenta el mayor grado de degradación con un valor de WQI_{NSF} que varía entre 30-36.

4. CONCLUSIONES

Según los resultados obtenidos en este estudio y en consonancia con informes realizados por entidades provinciales, e incluso por la COLCIC que pone de manifiesto la percepción de quienes habitan en la cuenca; ambos cuerpos de agua presentan un grado de deterioro importante 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.

La consideración del parámetro “Coliformes fecales” en el cálculo del WQI_{NSF} , puso de manifiesto su influencia en el valor total del Índice de Calidad del Agua de estos arroyos.

El Índice de Calidad del Agua WQI_{NSF} resultó una herramienta útil y relativamente sencilla de aplicar, que refleja una situación crítica respecto a la calidad de los cuerpos de agua analizados.

5. REFERENCIAS

- [1] 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).
- [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. 3rd Edition*, Geneva. 1 (7): 105-126, (2008).
- [4] Batterman S., Eisenberg J., Hardin R., Kruk ME., Lemos MC., Michalak AM., Mukherjee B., Renne E., Stein H., Watkins C. y Wilson ML., “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).
- [5] Asanoa T., Cotruvo JA, “Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations”, *Water Research*. 38:1941–1951, (2004).
- [6] Masciadri V. “Ciudadanía y salud ambiental en la población de Quilmes residente en la cuenca de los arroyos San Francisco y Las Piedras”, *X Jornadas Argentinas de Estudios de Población San Fernando del Valle de Catamarca: Sesión Mortalidad, morbilidad y condiciones de vida*, 1-28, (2009).
- [7] Elordi ML., Digirónimo MC., Porta AA. “Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas de los arroyos Las Piedras-San Francisco considerando el nivel de cobertura sanitaria de la población adyacente”. *Actas 7mo Congreso de Medio Ambiente AUGM UNLP*, (2012).
- [8] Yogendra K. y Puttaiah ET., “Determination of water quality index and suitability of an urban waterbody in Shimoga Town, Karnataka”, *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*: 342-346, (2008).
- [9] Carrillo Castro AG., y Villalobos Alcázar R., Tesis: “Análisis Comparativo de los Índices de Calidad del Agua (Ica) de los Ríos Tecolutla y Cazonen en el período Marzo-Diciembre 2010”. *Universidad Veracruzana, Facultad De Ciencias Químicas, Región: Poza Rica – Tuxpam*, (2011).

- [10] CETESB, Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo, Anexo V, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, (2006).
- [11] AWWA (American Water Works Association), APHA (American Public Health Association) & WEF (Water Environment Federation), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, (1998).
- [12] Brown RM., McClelland NI., Deininger RA. y Tozer RG. "A water quality index- do we dare?". Water and Sewage Works, 339-343, (1970).
- [13] Fernández PNJ., Ramos Suárez JG. y Solano Ortega F. "ICATest v1.0.0.44: Una herramienta para la valoración de la calidad del agua", Bistua, 2 (2) 88-97, (2004).
- [14] Krenkel, PA. y Novotny V., Water Quality Management, Academic Press, Inc. , 46-59, (1980).
- [15] Wilkes University Center for Environmental Quality Environmental Engineering and Earth Sciences, "Calculating NSF Water Quality Index", 2007. En: <http://www.water-research.net/watrqualindex/>.

TRATAMIENTO DE EFLUENTES CLOCALES UTILIZANDO CÁMARA SÉPTICA - LECHO FILTRANTE

Panigatti, Ma. Cecilia; Boglione, Rosana; Griffa, Carina; Boidi, Marco; Schierano, Ma. Celeste.

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela
Bv Roca 989. Rafaela. Santa Fe.
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
maria.panigatti@frra.utn.edu.ar

Resumen. *La ciudad de Rafaela cuenta con alrededor de cien mil habitantes. Actualmente, existen barrios que evacúan los líquidos servidos a pozos negros. Este sistema tiene múltiples desventajas, contaminándose el agua subterránea. El objetivo del trabajo es estudiar un sistema compuesto por cámara séptica - lecho filtrante con relleno granular como alternativa de mejora respecto a los pozos negros existentes. Se ha evaluado este sistema para el tratamiento de aguas servidas para una vivienda habitada por 4 integrantes. Se determinaron en el efluente de entrada y salida, variables fisicoquímicas y bacteriológicas. Además, se evaluó la influencia del sistema en el agua subterránea circundante, construyéndose un pozo de monitoreo aguas abajo del tratamiento. Previo a la construcción de la vivienda, se realizó una toma de muestra de agua y análisis de la misma. Posteriormente, desde el año 2010, se realizaron muestreos periódicos y se analizaron parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. En el sistema en estudio se ha evidenciado una importante disminución de las concentraciones de DQO y DBO₅ del efluente a la salida del tratamiento. A su vez mediciones realizadas en las aguas subterráneas aledañas al sistema, ponen de manifiesto las ventajas del tratamiento, ya que no se ha detectado contaminación de origen fecal.*

Palabras claves: agua subterránea, cámara séptica, infiltración, lecho filtrante

1. INTRODUCCIÓN

La ciudad de Rafaela está ubicada en el centro oeste de la provincia de Santa Fe, Argentina y cuenta con alrededor de cien mil habitantes. En estudios realizados, se ha detectado la existencia de contaminación de las aguas subterráneas en la ciudad y zona aledaña debida principalmente a la influencia de las aguas negras, industriales y agropecuarias [1]. En los barrios de la ciudad que no cuentan con red de desagües cloacales, las viviendas evacúan los líquidos servidos a pozos negros. Éstos no sólo originan problemas de contaminación, sino que con el tiempo suelen tener deficiencias funcionales y estructurales. Muchas veces la falta de información, la inadecuada utilización del sistema y la falta de control por parte de la autoridad competente, crea un riesgo potencial de contaminación de diversa índole, tales como: napas de agua potable, cuerpos receptores, etc., y fundamentalmente al medio ambiente por la proliferación de insectos, roedores, olores, etc. Todos esos factores conjugados, dan como resultado un riesgo importante para el ser humano de contraer cualquier tipo de enfermedad hídrica.

En la ciudad de Rafaela, el agua subterránea es considerada un recurso importante, no sólo desde el punto de vista doméstico, sino también desde el punto de vista económico. Por esto, son de gran interés las alternativas que, teniendo en cuenta los factores operativos y de eficiencia propios del tratamiento, contemplen también la protección de las aguas

subterráneas; aspecto que resulta imperativo para la total eficiencia de los sistemas de tratamiento.

Para las viviendas que no están conectadas a un desagüe cloacal, un sistema alternativo, más adecuado que el simple pozo negro, es el constituido por cámara séptica y lecho filtrante.

La cámara séptica actúa principalmente como una cámara de asentamiento que proporciona condiciones anaeróbicas y de reposo con el objetivo de facilitar la reducción del contenido de sólidos orgánicos de las aguas residuales [2], [3], [4]. Los sólidos presentes en el agua residual que ingresan a la cámara séptica, sedimentan formando una capa de barro en la parte inferior de la misma mientras que las grasas y demás materiales livianos flotan en la superficie, dando lugar a una capa de espumas formadas por acumulación de materia flotante.

La materia orgánica contenida en los barros que queda retenida en la parte inferior de la cámara séptica, sufre un proceso de descomposición anaerobia y facultativa. A pesar de que la descomposición anaerobia reduce permanentemente el volumen de materia sólida depositada en el fondo de la cámara, siempre existe una acumulación neta de fango en el interior de la misma.

La segunda etapa, consiste en un lecho filtrante, compuesto por una serie de zanjas de percolación rellenas con material granular, cuyo objetivo es depurar el efluente antes de la descarga al subsuelo. Su construcción es simple, y no requiere demasiada atención, lo que le otorga una mayor ventaja en cuanto a otros sistemas.

El tratamiento que se consigue en estas zanjas de infiltración se produce al circular el efluente a través y por encima del medio poroso, al infiltrarse en el terreno y al percolar el líquido a través del mismo. A medida que el efluente fluye por el lecho de infiltración, en las superficies del sistema se desarrolla progresivamente una película biológica. El grosor de la biopelícula crece a medida que los microorganismos metabolizan la materia orgánica presente en el efluente proveniente de la fosa séptica. Al producirse las reacciones de conversión biológica, también se forman precipitados minerales. En función de las condiciones ambientales, estos precipitados se pueden acumular en la película biológica o eliminarse por lixiviación. Por lo tanto, las zanjas de infiltración actúan como filtro mecánico y biológico.

El objetivo del presente trabajo fue estudiar un sistema compuesto por cámara séptica-lecho filtrante con relleno granular como una alternativa menos contaminante que los pozos negros existentes, para el tratamiento de efluentes cloacales domiciliarios. Además, se evaluó la influencia de este sistema en el agua subterránea circundante.

2. METODOLOGÍA

2.1. Características del sistema de tratamiento

En el año 2002, se diseñó, construyó y puso en funcionamiento un sistema de tratamiento de líquidos cloacales para una vivienda habitada por cuatro personas, que consta de una cámara séptica seguida de zanja filtrante.

La cámara séptica se construyó teniendo en cuenta parámetros de diseño propuestos por [5] y considerando: 4 habitantes de la vivienda, un caudal medio (Q_m) de 600 L/d y un tiempo de retención hidráulico de 3,5 días. En el caso estudiado, el largo de la cámara se adoptó de 3,00 m, el ancho de 1,00 m y la profundidad de 1,00 m (Figura 1). La misma consiste en un tanque subterráneo construido en hormigón armado y mampostería de ladrillos comunes como

cerramiento lateral. Uno de los aspectos fundamentales para su correcto funcionamiento reside en la estanqueidad, por lo tanto se impermeabilizaron los pisos y paredes.

El tratamiento final y la evacuación de los efluentes de la cámara séptica se realizan por adsorción en el terreno mediante zanjas de infiltración rellenas de un medio poroso (grava). Se han construido dos zanjas de infiltración de 25 m de largo, con un ancho de 0,50 m y una profundidad de 0,75 m por debajo del caño (Figura 2).

Para los suelos presentes en la ciudad de Rafaela se recomienda una carga hidráulica de 12 L/(m²·día) [5]. Esta carga hidráulica se utilizó para determinar la longitud total de la zanja de infiltración. Se han construido dos zanjas para explotar cada tramo por rotación cada seis meses, para recuperar la capacidad de infiltración del terreno. Durante la fase de inactividad (en la que se usa uno de los tramos), se reagregan las partículas de arcilla dispersadas, recuperándose gran parte de la capacidad de infiltración original del suelo. Al diseñar las dimensiones de la zanja, fue de vital importancia conocer el régimen de variación del nivel freático; en el caso en estudio se ha considerado el nivel máximo a 3,00 m por debajo del NTN (nivel de terreno natural).

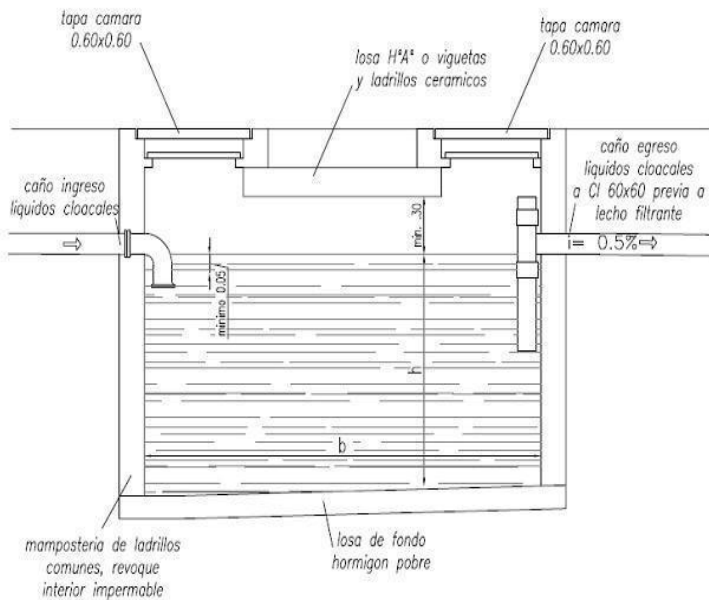


Figura 1: Corte de la cámara séptica.

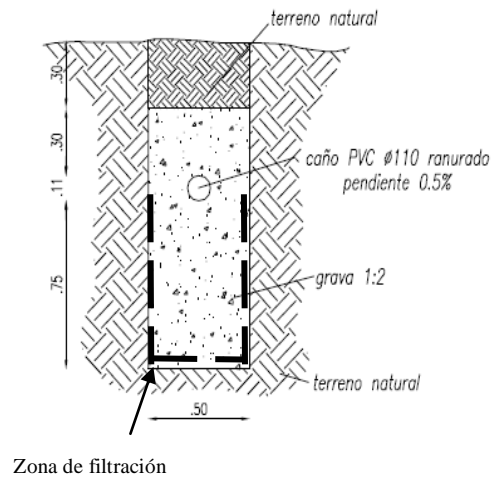


Figura 2: Corte lateral de la zanja de drenaje.

2.2. Monitoreo del efluente en el Sistema Cámara Séptica-Lecho Filtrante

El sistema de infiltración en el terreno consiste en una serie de zanjas estrechas, poco profundas (entre 0,50 m y 1,50 m), rellenas de un medio poroso (grava). Este medio se utiliza para mantener la estructura de la zanja, proporcionar un tratamiento aerobio del efluente y redistribuirlo en las áreas de infiltración. Dicho medio actúa como un filtro percolador aerobio.

El sistema de tratamiento se construyó de manera de poder tomar muestras de efluentes a la entrada y salida del tratamiento, para evaluar eficiencia de remoción (Figura 3). Desde el año 2010 y con una periodicidad de 45 días, se determinaron en el efluente de entrada y salida las siguientes variables fisicoquímicas: pH (método electrométrico), Demanda Química de Oxígeno (DQO) (calentamiento a reflujo con dicromato de potasio), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) (dilución e incubación a 20 °C a 5 días), nitrógeno total (método Kjeldhal), fósforo total (ataque ácido y método colorimétrico) y amonio (método de Nessler).

Además, se realizaron los siguientes análisis bacteriológicos: Recuento de bacterias aerobias mesófilas en agar nutritivo (37 °C- 48 hs), por siembra en profundidad. Bacterias coliformes totales, se determinó el NMP/100 mL (37 °C- 48 hs) en caldo Mc Conkey. Las bacterias coliformes fecales, se determinaron por fermentación en tubos múltiples en caldo Verde Brillante Bilis (44.5 °C- 24 hs), *Escherichia coli* se determinó, por aislamiento en agar EMB con identificación IMVIC. Para el aislamiento de *Pseudomonas aeruginosa* se partió de los tubos Mc Conkey utilizados en la determinación de coliformes. Aquellos que desarrollaron un halo turbio en la superficie se aislaron e identificaron en Agar Cetrimida (37 °C- 24 hs).



Figura 3: Fotografía de la zona correspondiente al lecho filtrante y lugar de toma de muestra de efluente final.

2.2. Monitoreo de agua subterránea

A su vez se construyó, aguas abajo del sistema, un pozo de monitoreo de agua subterránea. En el año 1999, antes del comienzo del funcionamiento del tratamiento, se realizó una toma de

muestra de agua y análisis de la misma. Posteriormente, desde el año 2010, con el sistema en marcha, se realizaron muestreos cada 45 días y se analizaron las siguientes variables fisicoquímicas: pH (método electrométrico), sólidos totales (evaporación y secado en estufa a 105 °C), cloruros (titulación argentométrica), dureza total (titulación con EDTA), calcio (titulación con EDTA), magnesio (cálculo por diferencia entre dureza y calcio), alcalinidad total (titulación ácido-base), sulfato (turbidimetría), nitritos (método colorimétrico con alfa-naftilamina), nitratos (método colorimétrico del ácido fenildisulfónico), amonio (método de Nessler), arsénico (espectrometría de absorción atómica con inyección de flujo y generación de hidruros). También se evaluaron las siguientes variables bacteriológicas: recuento de bacterias aerobias mesófilas, bacterias coliformes totales, bacterias coliformes fecales, *Escherichia coli* y *Pseudomona aeruginosa*, utilizando la metodología descrita anteriormente.

Para la toma de muestra y análisis del efluente y del agua de pozo, se utilizó la metodología propuesta por APHA [6].

3. RESULTADOS

3.1. Monitoreo del efluente en el Sistema Cámara Séptica-Lecho Filtrante

Al analizar el agua residual a la entrada y salida del tratamiento propuesto, se obtuvo una importante disminución de la materia orgánica medida como concentraciones de DQO y DBO₅, evidenciando el buen funcionamiento del tratamiento. En la Figura 4, se observan los valores medios obtenidos de los mismos. Para el caso de DQO, la remoción hallada fue del 71,6 %, mientras que para DBO₅ fue del 64,5 %. El efluente a la salida del tratamiento siempre cumplió con los límites exigidos por la ley 1089/82, de la provincia de Santa Fe, para efluentes descargados a pozos o campos de drenaje: límite de DBO inferior a 200 mg/L y DQO valor inferior a 350 mg/L.

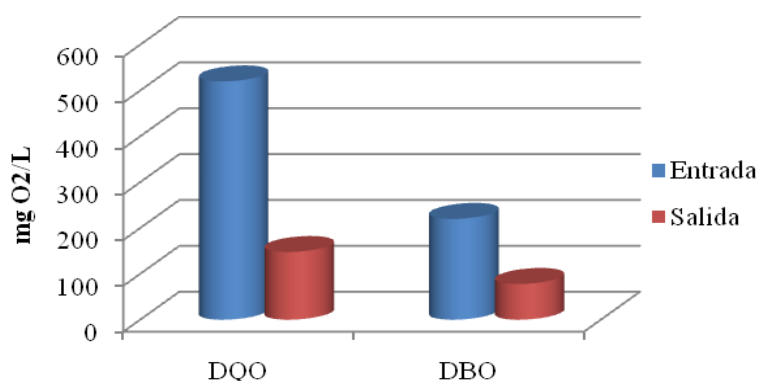


Figura 4: Concentraciones medias de DQO y DBO₅ a la entrada y salida del sistema.

Los valores de pH oscilaron entre 7,3 y 8,1 en todos los muestreos, antes y después del tratamiento, siendo estos valores los adecuados para el desarrollo de los microorganismos involucrados en el tratamiento.

Las concentraciones de nitrógeno total (NT), fueron variables a lo largo de toda la evaluación, no hubo diferencias significativas a la salida del tratamiento respecto de la entrada; inicialmente las concentraciones promedio fueron $52,5 \pm 20,5$ mg N/L y a la salida de $47,1 \pm 23,6$ mg N/L (Figura 5). Con respecto a los valores promedio de amonio se observó un

aumento importante de los mismos a la salida del sistema, como consecuencia de la actividad bacteriológica, siendo inicialmente $20,1 \pm 11,9$ mg N/L y a la salida de $43,2 \pm 18,6$ mg N/L. De acuerdo con estos resultados, y teniendo en cuenta que la determinación de NT involucra la suma de nitrógeno orgánico más amonio, se puede inferir que a la salida del tratamiento la mayor parte del NT corresponde a amonio, habiéndose degradado un porcentaje importante del nitrógeno orgánico.

Las concentraciones de fósforo total (PT) fueron variables a lo largo de la experiencia, disminuyendo a la salida ($2,2 \pm 0,5$ mg P/L) respecto de la entrada ($8,1 \pm 1,0$ mg P /L), aspecto que coincide con el diseño del sistema y puede estar relacionado con la actividad microbiana (Figura 5).

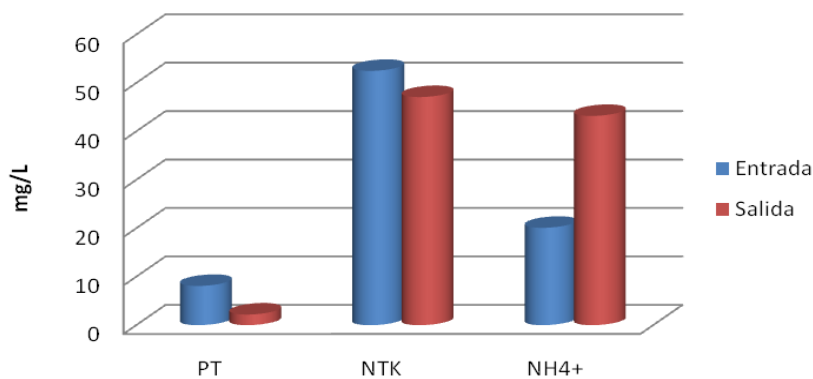


Figura 5: Concentraciones medias de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y amonio a la entrada y salida del sistema.

En cuanto al recuento total bacteriano, se obtuvo un valor promedio de 1×10^{12} UFC/mL a la entrada del tratamiento y 4×10^7 UFC/mL a la salida del mismo. Las bacterias coliformes totales y fecales tuvieron un desarrollo variable, pero a la salida del sistema se observó una disminución de las mismas, atribuyendo estos resultados al cambio de condiciones ambientales (aerobio-anaerobio). En todas las muestras analizadas, se ha encontrado presencia de *Escherichia coli* (género de coliformes más representativo de contaminación fecal) y *Pseudomona aeruginosa*.

3.2. Monitoreo de Agua Subterránea

Los valores promedios de los parámetros fisicoquímicos analizados en el agua subterránea se encuentran muy por debajo de los límites establecidos por el Código Alimentario Argentino (C.A.A.) [7] para consumo humano, excepto en el caso particular del arsénico (Tabla 1).

El ion amonio se encuentra generalmente en bajas concentraciones en las aguas subterráneas, debido a que es adsorbido en las partículas y arcillas del suelo y no se extrae fácilmente por lixiviación, lo que implica que posee una baja movilidad. En ninguna de las muestras analizadas, se encontraron concentraciones de amonio y nitrito detectables por el método de análisis, a pesar de haber obtenido elevadas concentraciones de amonio en el efluente de salida. Cabe aclarar, que la presencia de nitritos indicaría una contaminación de origen orgánico tal como la generada por los pozos cloacales. En casos estudiados en sectores de la ciudad de Rafaela que poseen pozos negros [1], se han encontrado valores de nitritos promedios superiores al límite establecido por el Código Alimentario Argentino.

Parámetros Fisicoquímicos	Límite C.A.A.	Previo a la construcción del sistema (1999)	Promedio (2010- 2012)
pH	6.5-8.5	7.55	7.57 ± 0.12
Sólidos totales (mg/L)	1500	1469	1238.9 ± 72.7
Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	400	66.2	75.6 ± 15.1
Calcio (mg/L Ca ⁺²)	-	13.3	16.5 ± 6.8
Magnesio (mg/L Mg ⁺²)	-	8.1	8.5 ± 3.5
Alcalinidad Total (mg/L CaCO ₃)	-	724.9	773.3 ± 71.9
Carbonato (mg/L CO ₃ ⁻²)	-	No contiene	No contiene
Bicarbonato (mg/L HCO ₃ ⁻)	-	884.4	943.4 ± 87.7
Cloruro (mg/L Cl ⁻)	350	105	96.3 ± 7.3
Sulfato (mg/l SO ₄ ⁻²)	400	205.9	127.1 ± 31.5
Arsénico (mg/L As)	0.01	0.05	0.16 ± 0.07
Nitrito (mg/L NO ₂ ⁻)	0.10	ND(0.05)	ND(0.05)
Nitrato (mg/L NO ₃ ⁻)	45	5.0	9.2 ± 3.9
Amonio (mg/L NH ₄ ⁺)	0.20	ND(0.05)	ND(0.05)

Tabla 1: Parámetros fisicoquímicos analizados en el pozo de monitoreo de agua.

En este estudio, las concentraciones de nitrato variaron a lo largo de los muestreos, pero los valores encontrados no fueron elevados, lo que indicaría que no existe una contaminación importante.

En algunos sectores de la ciudad que aun no cuentan con sistema cloacal, los valores obtenidos superan ampliamente los límites fijados por el C.A.A., lo que puede deberse a la contaminación fecal que hay en esta zona, generada por los pozos negros [1]. En cuanto a los cationes (calcio, magnesio) y aniones (sulfatos, cloruros, bicarbonato) analizados, no hubo variaciones importantes a lo largo del tiempo de estudio. Las concentraciones de arsénico halladas corresponden a valores típicos de la zona y no están vinculadas al sistema en estudio [8].

Con respecto a los resultados obtenidos en los análisis bacteriológicos, es importante destacar que no se evidenció presencia de coliformes fecales y de *Escherichia coli*, teniendo en cuenta que el sistema se encuentra en funcionamiento desde hace 10 años. De acuerdo a estos resultados podemos inferir que el mismo no contaminaría las napas freáticas con bacterias de origen fecal (Tabla 2). Si bien hay presencia de *Pseudomona aeruginosa* en la mayoría de las muestras de agua analizadas, y esta bacteria suele estar en grandes cantidades en el agua residual, no puede atribuirse a fuentes de contaminación fecal cercanas [1].

Parámetros Bacteriológicos	Límite C.A.A.	Previo a la construcción del sistema (1999)	Promedio (2010- 2012)
Recuento Total (UFC/mL)	< 500	96	290 ± 51
Coliformes totales (NMP/100 mL)	< 3	< 2	5 ± 4
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	< 3	< 2	< 2
<i>Escherichia coli</i>	Ausencia en 100 mL	Ausencia en 100 mL	Ausencia en 100 mL
<i>Pseudomona aeruginosa</i>	Ausencia en 100 mL	Ausencia en 100 mL	Presencia en 100 mL

Tabla 2: Parámetros bacteriológicos analizados en el pozo de monitoreo de agua.

En la tabla 3 se comparan las características del sistema pozo negro respecto del propuesto, donde se pueden observar las ventajas del tratamiento en estudio.

Características	Pozo Negro	Cámara séptica - lecho filtrante
Contaminación de agua subterránea	Mayor posibilidad de contaminación	Menor posibilidad de contaminación
Características funcionales y estructurales	Existen peligros de derrumbes con riesgo para los habitantes	Sistema seguro
Mantenimiento	Más costoso	Menos costoso
Vaciado	Del pozo con frecuencia mensual o semanal	De la cámara séptica anual

Tabla 3: Cuadro comparativo de sistema tradicional respecto del propuesto en este estudio.

4. CONCLUSIONES

El efluente cloacal tratado mediante un sistema cámara séptica-lecho filtrante, recibe un tratamiento natural antes de infiltrarse en el terreno, situación que no sucede en un pozo negro.

Se ha evidenciado una importante disminución de las concentraciones de DQO, DBO₅, fósforo total y nitrógeno orgánico del efluente de salida, demostrando el buen funcionamiento del tratamiento y el cumplimiento de los límites exigidos por las autoridades competentes.

Las distintas mediciones realizadas en el agua subterránea aledaña al sistema, ponen de manifiesto las ventajas del tratamiento, ya que no se ha detectado contaminación por nitratos, nitritos, amonio y bacterias de origen fecal por infiltración.

5. REFERENCIAS

- [1] 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*. 36-37. ISBN:978-987-25369-0-9. (2009).
- [2] Goldstein, S.N., Wenk, V.D. “Home Sewage Treatment”. *Water Well Journal*. Feb. 36–40. (1972).
- [3] Viraraghavan, T. “Septic tank efficiency”. *ASCE Journal of Environmental Engineering Division* 102 (EE2), 505–508, (1976)
- [4] Canter, L., Knox, R. *Septic Tank System Effects on Groundwater Quality*. Lewis Publishers, Chelsea, MI. (1985).
- [5] Metcalf y Eddy, Inc., *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. 3° Ed. Mc Graw-Hill. Madrid. España. (1999).
- [6] APHA (2001). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 20th Edition American Public Health Assoc., N.York 1268 pp.
- [7] Código Alimentario Argentino. Artículo 982 - (Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). (2007)
- [8] Vázquez, H.; Ortolani, V.; Rizzo, G.; Bachur, J. y Pidustwa, V. “Arsénico en aguas subterráneas criterios para la adopción de límites tolerables”. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Brasil.17. (2000).

TRATAMIENTO DE EFLUENTES CON CONTAMINANTES ORGÁNICOS MEDIANTE FERRITAS DE CO Y MG: EVALUACIÓN DEL CONSUMO DE H₂O₂

Agú^{1,3}, Ulises Ariel; Pía Zannier¹, Marianela; Oliva^{2,3}, Marcos Iván; Casuscelli^{1,3},
Sandra Graciela y Crivello¹, Mónica Elsie.

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ).
Facultad Regional Córdoba - Universidad Tecnológica Nacional.
Maestro López esquina Cruz Roja Argentina – Ciudad Universitaria, Córdoba.
e-mail: uagu@scdt.frc.utn.edu.ar

2: Instituto de Física Enrique Gaviola.
FaMAF - Universidad Nacional de Córdoba.
Ciudad Universitaria, Córdoba.

3: CONICET

Resumen. *Las principales causas de la contaminación del agua superficial y subterránea son las descargas industriales, el uso de agroquímicos y el vertido de residuos domésticos. En las últimas décadas, las ferritas (MFe₂O₄) han sido empleadas como catalizadores heterogéneos en la degradación de contaminantes orgánicos presentes en solución acuosa. En el presente trabajo se evaluó la capacidad de las ferritas de Co²⁺ y Mg²⁺ para generar radicales •OH a partir de H₂O₂. Las ferritas se obtuvieron por calcinación, en aire a 550° C de Hidróxidos Dobles Laminares (HDL) sintetizados por co-precipitación a pH controlado. Los óxidos obtenidos y los materiales precursores fueron caracterizados por diversas técnicas, tales como DRX, ICP, determinación de superficie específica (método BET), IR-TF y RDUV-vis. Las pruebas catalíticas consistieron, en medir el consumo de H₂O₂ en un reactor batch, a temperatura ambiente, con una relación de 53 mmol H₂O₂/50 mg de catalizador en un volumen de 100 ml de solución. Se concluyó que las muestras sintetizadas con un 5% y un 10% de Co presentaron el mayor consumo del H₂O₂, atribuido a la existencia de pequeñas partículas de CoFe₂O₄ dispersas en una matriz de MgO.*

Palabras clave: ferritas, Hidróxidos Dobles Capa, Procesos de Oxidación Avanzada, H₂O₂,

1. INTRODUCCIÓN

Una de las problemáticas más urgentes a resolver por los organismos gubernamentales y la sociedad en su conjunto, es la de asegurar el aprovisionamiento de agua potable a las generaciones actuales y futuras. Las principales causas de la contaminación del agua superficial y subterránea son las descargas industriales, el uso de agroquímicos y el vertido de residuos domésticos. Una alternativa para la degradación de contaminantes en solución

acuosa son los denominados procesos de oxidación avanzada (AOPs) en fase heterogénea, en presencia de H₂O₂. Uno de los AOPs más utilizados en el mundo para el tratamiento de efluentes, es el proceso Fenton, el cual emplea sales de Fe²⁺ y H₂O₂ en fase homogénea. Sin embargo, dicho proceso presenta las desventajas inherentes a la catálisis homogénea. Por el momento, y desde la experiencia acumulada por científicos e investigadores en los últimos 15 años, la descomposición de contaminantes vía catalítica y fotocatalítica en fase heterogénea [1-9], son una buena solución para la degradación de efluentes industriales que contengan fenoles y sus derivados. El hecho de poder inmovilizar cationes redox sobre materiales sólidos, para generar radicales •OH, evita la utilización de iones metálicos en solución y la generación de lodos.

En este sentido, en los últimos años diferentes óxidos mixtos de hierro, espinelas modificadas de hierro, o simplemente ferritas modificadas del tipo MFe₂O₄ (donde M representa el catión +2, mientras que el Fe se encuentra como catión +3) han sido empleados como catalizadores o foto-catalizadores en la reacción de degradación de soluciones orgánicas acuosas en los denominados procesos Fenton heterogéneos. Las ferritas modificadas con metales de transición +2, tales como el Mg²⁺ y/o Co²⁺, logran disponer con facilidad dichos metales en sitios tetraédricos y en sitios octaédricos, en las denominadas espinelas normales y espinelas inversas, respectivamente. En los procesos Fenton, en la reacción de generación de radicales •OH a partir de metales de transición, los mismos son llevados a su máximo estado de oxidación. Desde el punto de vista catalítico es termodinámicamente posible regenerar los estados oxidados de especie activa M³⁺ → M²⁺ a través de la reducción del M³⁺ a M²⁺ mediante un proceso de transferencia de electrones en la estructura del óxido semiconductor [10].

Las ferritas modificadas pueden ser obtenidas a partir de hidróxidos dobles laminares. Estos materiales son una clase de arcillas aniónicas bidimensionales que cristalizan en una red tipo-laminar como consecuencia de la sustitución isomórfica de cationes. La fórmula general de los HDL se expresa como (M²⁺_{1-x} M³⁺_x(OH)₂)^{x+}(Aⁿ⁻_{x/n})^{x-}.mH₂O donde M representa los cationes metálicos y A es el anión interlaminar.

En el presente trabajo se informa la síntesis de ferritas modificadas del tipo MFe₂O₄ obtenidas a partir de la calcinación en aire de los HDL de Co²⁺, Mg²⁺ y Fe³⁺ utilizando el método de coprecipitación. Los materiales obtenidos fueron caracterizados por DRX, determinación de superficie específica (por BET), ICP-OES, IR-TF, y RDUV-vis. Los mismos fueron evaluados catalíticamente en el consumo de peróxido de hidrógeno, mostrando los mismos potenciales aplicaciones en la degradación y/o fotodegradación de compuestos orgánicos, tales como fenol y fenoles halogenados.

2. EXPERIMENTAL

Se sintetizaron HDL utilizando el método de coprecipitación, con una relación teórica de cationes M²⁺/Fe³⁺ de 3/1, siendo el metal divalente (M²⁺) Fe²⁺, Mg²⁺ y/o Co²⁺. Se adoptó una relación Co²⁺/Fe³⁺ de 1/5 y 2/5, empleando 5% y 10% molar de Co inicial en la síntesis. Las fuentes catiónicas utilizadas fueron Fe(NO₃)₃.9H₂O, Fe(SO₄).6.H₂O, Mg(NO₃)₂.6H₂O, y Co(NO₃)₂.6H₂O. En todos los casos se prepararon 3 soluciones, la solución A contiene los

caciones cuya concentración fue de 0.7 M, mientras que la B es una solución de carbonatos con una concentración 0.085M; la tercera es una solución 2M de NaOH. Las soluciones A y B se ponen en contacto a una velocidad de goteo constante (60 mL/h). La tercera se utiliza para mantener el pH constante en 9 ± 0.5 . Luego de obtenido el gel se deja envejecer por 15 h. Se evaluaron dos tipos de envejecimiento: (i) vía hidrotérmica o autoclave a 200°C (*ht*), utilizando un reactor de teflón recubierto de acero; (ii) a temperatura ambiente (*rt*). Luego se realizó el lavado de los sólidos con agua destilada hasta alcanzar un pH de 7. Por último, los sólidos obtenidos se secaron a 90°C por 10 horas. Una vez obtenidos los materiales tipo HDL, estos fueron calcinados en atmósfera de aire a 550°C durante 10 h. para así obtener los óxidos o ferritas modificadas correspondientes.

Los materiales sintetizados fueron caracterizados por diferentes técnicas:

- Por DRX (difracción de rayos-X) se determinó la estructura de los precursores y los materiales calcinados. Los difractogramas fueron recogidos en un difractómetro comercial PHILIPS PW3830 de radiación $\text{CuK}\alpha$, a una velocidad de corrido de $\frac{1}{4}$ min en 2θ . La asignación de los picos se llevó a cabo utilizando la base de datos PCPDFWIN-98.
- Por ICP-OES (*Inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy*) se determinó la fracción molar real de los metales incorporados en los materiales sintetizados. Para ello, se empleó un equipo Varian Spectra AA.
- La determinación de la superficie específica se realizó aplicando el método BET de la isoterma de adsorción de nitrógeno a $-195,7^\circ\text{C}$, en un equipo Micromeritics ASAP 2000.
- A través del estudio de IR-TF se infirieron las fases presentes en los materiales calcinados; para ello se empleó un equipo Jasco FTIR 5300.
- Por medio de un equipo Jasco V-650, de Reflectancia difusa UV-visible (RDUV-vis) fue posible identificar fases y tamaño de partículas presentes en los materiales calcinados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización de los sólidos catalíticos

En la Figura 1 se muestran los patrones de difracción de rayos-X de los precursores; en todos los casos se observaron los planos de difracción 003, 006, 009 característicos de la estructura de los HDL. Se observó que la muestra con un contenido de Co del 5% (p-5Co_{ht}) fue la que presentó la estructura de capas más cristalina. Sin embargo, cuando se incrementó la cantidad de Co^{2+} a 10%, utilizando el mismo método de envejecimiento ($\text{p-10Co}_{\text{ht}}$), se observó la segregación de $\text{Co}(\text{OH})_2$ de la estructura de capas.

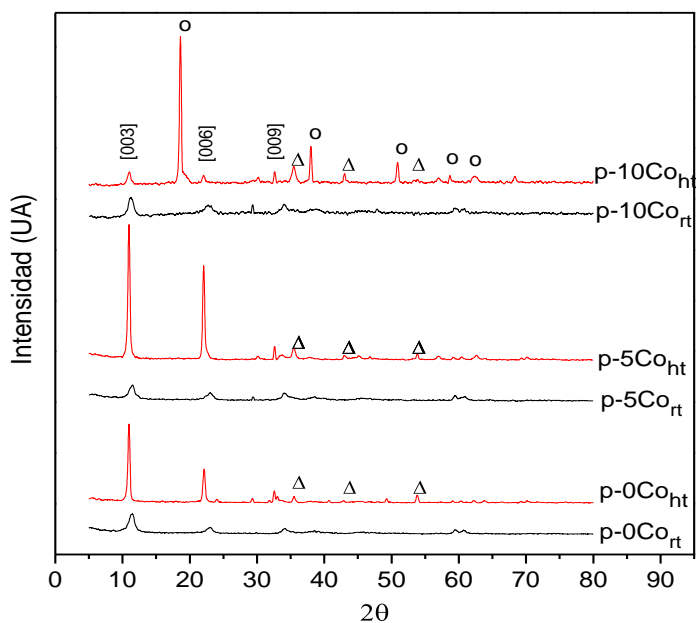


Figura 1. Patrones de DRX de los materiales precursores tipo HDL. Co(OH)₂ (o); Mg(CO₃) (Δ).

Cuando los materiales son calcinados, las difracciones a bajos valores de 2 θ desaparecen, lo que indica la ruptura de la estructura de capas (Figura 2), observándose la presencia de la fase espinela modificada MFe₂O₄, conjuntamente con MgO en estructura periclase.

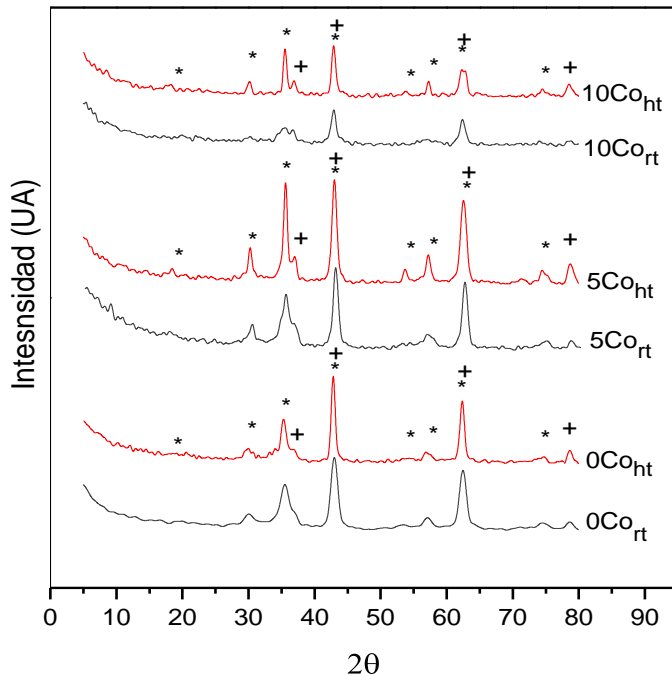


Figura 2: Patrones de DRX de los óxidos. MFe₂O₄ (*), MgO (+).

No se evidenció la formación de óxidos aislados de Co, ni de Fe, por lo que se pudo inferir que la estructura general de las ferritas modificadas obtenidas fueron del tipo $\text{Co}_x\text{Mg}_{1-x}\text{Fe}_2\text{O}_4$.

Por espectroscopía de absorción atómica ICP-OES (*Inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy*) se determinó la fracción molar real de los metales incorporados en los materiales sintetizados, tal como se muestra en Tabla 1.

Muestra	Composición porcentual metálica molar						Ferrita		Ferrita/ MgO	CoFe ₂ O ₄ / MgO
	Teórica			ICP-OES			x	1-x		
	Co ²⁺	Mg ²⁺	Ferrita/ MgO	CoFe ₂ O ₄ / MgO	Mg ²⁺	Fe ³⁺				
0Co _{ht}	0.00	75.00	25.00	0.00	68.25	31.75	0.00	1.00	20.02	0.00
0Co _{rt}				0.00	70.89	29.11	0.00	1.00	6.89	0.00
5Co _{ht}	5.00	70.00	25.00	4.97	58.41	36.62	0.27	0.73	1.22	0.33
5Co _{rt}				6.72	59.90	33.38	0.40	0.60	1.00	0.40
10Co _{ht}	10.00	65.00	25.00	7.14	64.72	28.15	0.51	0.49	0.64	0.16
10Co _{rt}				14.59	56.10	29.32	0.99	0.01	0.26	0.26

Tabla 1. Composición porcentual metálica teórica y determinada por ICP-OES en los sólidos sintetizados.

De los resultados obtenidos, se determinó la fracción de Co²⁺ en la ferrita (x) y de Mg²⁺ ($1-x$). Se observó que en la muestra 10Co_{rt} se logró obtener espinelas del tipo CoFe₂O₄ sobre una matriz de MgO. Además, se determinó la relación Ferrita/MgO y la relación CoFe₂O₄/MgO presente en dichos materiales. Los resultados obtenidos se exhiben en Tabla 1, donde puede apreciarse que a medida que se incrementa la carga de Co²⁺ en los materiales, se incrementa la fase MgO, debido a que Mg²⁺ es segregado como óxido.

En cuanto a las superficies específicas de los materiales calcinados (Tabla 2), los mayores valores fueron obtenidos en las muestras con la mayor carga de Mg²⁺, lo que indica que se logró una mayor dispersión de óxidos sobre una matriz de MgO en estructura periclase [11].

Muestra	Superficie Específica [m ² /gr]	Tamaño de cristal por método de Scherrer [nm]
0Co _{ht}	76	7.22
0Co _{rt}	62	4.95
5Co _{ht}	47	18.99
5Co _{rt}	46	14.59
10Co _{ht}	39	18.00
10Co _{rt}	32	6.54

Tabla 2. Superficies específicas y tamaños de cristales de los materiales calcinados.

Con el incremento de la carga de Co²⁺ en la síntesis, a expensas del Mg²⁺, se observa que disminuye el área obtenida. Además, en los sólidos sintetizados con las mismas cargas de metales, se obtuvieron mayores superficies específicas en aquellos obtenidos bajo el método de envejecimiento *ht*.

Aplicando el método de Scherrer sobre las señales de difracción características de la fase MFe₂O₄ en los sólidos calcinados, se determinó el tamaño de los cristales. Como puede observarse, los menores tamaños de cristales de MFe₂O₄ fueron obtenidos en las síntesis

llevadas a cabo por envejecimiento a temperatura ambiente (*rt*). Además, se pudo observar que de los materiales con algún contenido de Co⁺², 10Co_{rt} mostró el menor tamaño de cristales de la fase MFe₂O₄.

A través del estudio de IR-TF se determinaron las fases presentes en los materiales calcinados. Los espectrogramas obtenidos para cada sólido se muestran en la Figura 3.

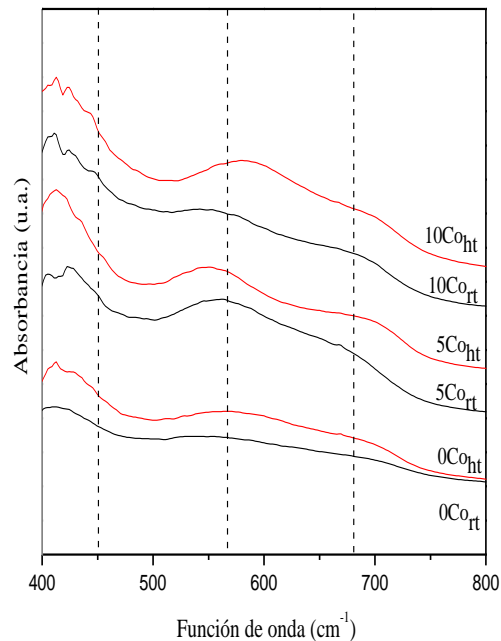


Figura 3. Espectros IR obtenidos de los materiales calcinados.

En todos los casos se apreciaron dos bandas cercanas a 680 cm⁻¹ (ν_1) y 575 cm⁻¹ (ν_2) que se originan por las vibraciones de estiramiento del enlace metal-oxígeno. La banda ν_1 se atribuye al grupo ABO₃ y la banda ν_2 es característica del grupo OB₃, donde A revela la presencia de M⁺² en el agujero tetraédrico de la red espinela y B denota al M³⁺ en sitio octaédrico de la ferrita [12,13]. En todas las muestras se observó una banda de absorción cercana a los 450 cm⁻¹, generalmente asociada a la vibración de estiramiento de la estructura octaédrica en la ferrita [14], posiblemente como ferrita modificada MFe₂O₄. Esto se condice con lo observado por DRX.

Por medio de Reflectancia Difusa UV-visible (RDUV-vis) fue posible identificar fases y tamaño de partículas presentes en los materiales calcinados. Los espectros obtenidos se muestran en la Figura 4.

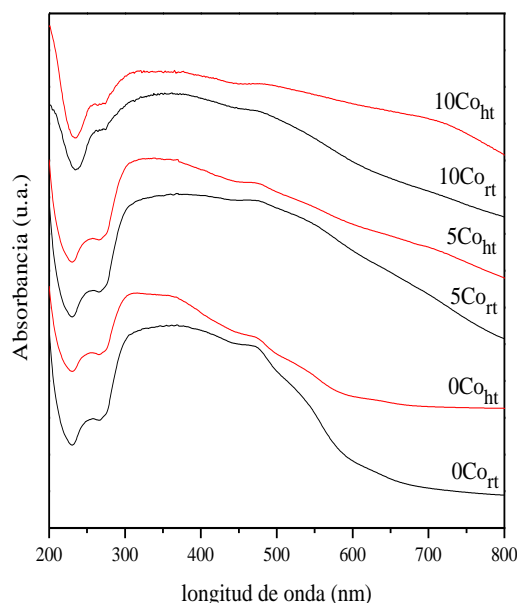


Figura 4. Espectros de RDUV-vis de las muestras calcinadas.

La región entre 210-270 nm corresponde a la transferencia de carga $\text{Fe}^{3+} \leftarrow \text{O}$ en posición tetraédrica y octaédrica, respectivamente. La absorción a 300 nm fue asignada a Fe^{3+} aislado. La región cercana a 330 nm se asignó a Fe^{3+} presente en óxidos mixtos, posiblemente como MFe_2O_4 . Las bandas observadas a 360 nm y 480 nm fueron atribuidas a la presencia de pequeños oligonúcleos metálicos. Las muestras con algún contenido de Co mostraron bandas a 575 nm, atribuido a la presencia de Co^{2+} en posición tetraédrica, además de un hombro a 720 nm, debido a la presencia de Co^{2+} en posición octaédrica. De esta manera, se pudo confirmar la presencia de fase MFe_2O_4 en espinela normal y en espinelas inversas, donde los sitios octaédricos son ocupados por cationes M^{2+} y los sitios tetraédricos por Fe^{3+} [15].

3.2 Evaluaciones catalíticas en la activación de H_2O_2

Las pruebas catalíticas consistieron en medir el consumo de H_2O_2 a temperatura ambiente, en un reactor tipo *batch* de vidrio con una relación de 53 mmol H_2O_2 /50 mg de catalizador en un volumen inicial de 100 ml de solución. La concentración de H_2O_2 a lo largo de la reacción se determinó a través de titulación yodométrica. La reacción tuvo una duración de 180 minutos, y las muestras fueron recogidas en intervalos de 30 minutos. En la Figura 5 se muestran los perfiles de consumo de H_2O_2 con respecto al tiempo obtenidos para los materiales estudiados.

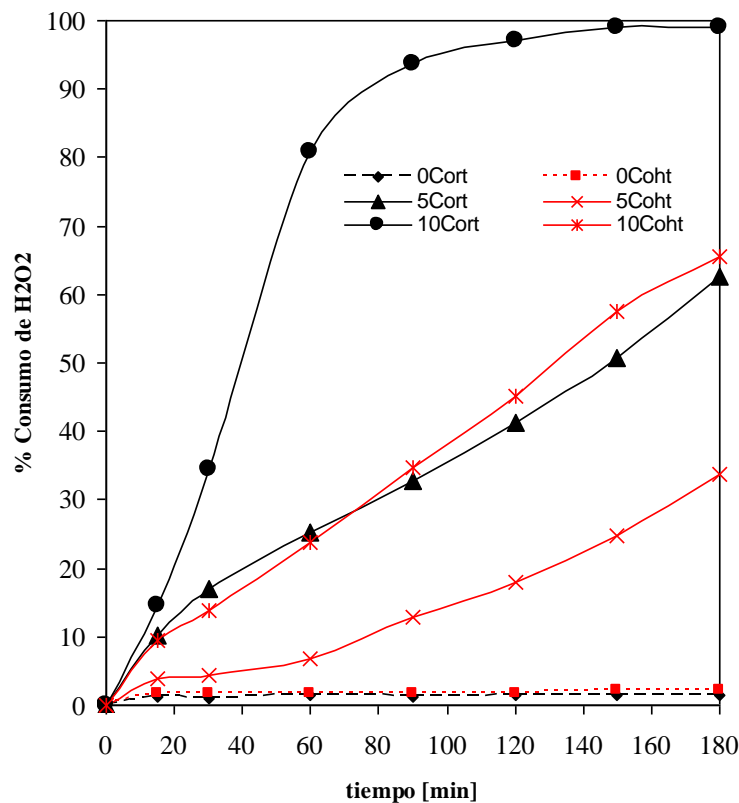


Figura 5. Consumo de H₂O₂ en función del tiempo de reacción.

De la Figura 5 se observa que las mayores velocidades en el consumo de H₂O₂ fueron obtenidas en aquellos materiales con mayores contenidos de Co²⁺, lográndose en 10Co_{rt} un consumo de H₂O₂ cercano al 99% a los 120 minutos de reacción. Dicho material presentó el mayor contenido de Co²⁺, además de la fase CoFe₂O₄ en pequeños cristales.

4. CONCLUSIONES

Con respecto a los materiales precursores, se observó que fue posible obtener estructuras de capas HDL en todos los materiales sintetizados. Sin embargo, con una carga de cobalto de 10% la cristalinidad de la estructura de capas observada fue pobre, aun en el material sintetizado bajo envejecimiento hidrotérmico (p-10Co_{ht}), donde se identificó la fase Co(OH)₂ como especie segregada de la estructura. En los materiales calcinados se pudo identificar las fases presentes en todas las muestras, principalmente la fase ferrita modificada del tipo Co_xMg_(1-x)Fe₂O₄ y MgO en estructura periclase, obteniéndose en 10Co_{rt} ferrita de cobalto (CoFe₂O₄) sobre el óxido de magnesio. De las experiencias catalíticas realizadas se concluyó que las muestras sintetizadas con un 5% y un 10% de Co²⁺, por ambas técnicas de envejecimiento, presentaron el mayor consumo del H₂O₂, observándose una desaparición de H₂O₂ cercana al 100% en la muestra 10Co_{rt}. Este comportamiento puede ser atribuido a la existencia de pequeños cristales de CoFe₂O₄, dispersas en una matriz de MgO, ya que las

muestras sintetizadas exenta de Co^{2+} (0Co_{ht} y 0Co_{rt}) no mostraron actividad. Por lo tanto, el catalizador sintetizado con 10% Co bajo el método de envejecimiento a temperatura ambiente (10Co_{rt}) se presenta como potencialmente activo para la degradación de compuestos fenólicos con H_2O_2 en los denominados procesos Fenton heterogéneos.

5. REFERENCIAS

- [1] E. Celik, A. Yildiz, N.F. Ak Azem, M. Tanoglu, M. Toparli, O. Emrullahoglu, I.Ozdemir. *Mat. Scs and Engin. B* 129 (2006) 193–199.
- [2] B. Yu, J. Zeng, L. Gong, M. Zhang, L. Zhang, X. Chen. *Talanta* 72 (2007) 1667–1674.
- [3] B. Tryba. *Journal of Hazardous Materials* 151 (2008) 623–627.
- [4] L. Chen, F. Tsai, C. Ming Huang. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chem.* 170 (2005) 7–14.
- [5] P. Amama, K. Itoh, M. Murabayashi. *Applied Cat. B: Environmental* 37 (2002) 321–330.
- [6] R. Cai, Y. Kubota, A. Fujishima. *Journl of Catal.* 219 (2003) 214-218.
- [7] M. Akagawa, K. Suyama. *Free Radicals. Res.* 36 (2002) 13.
- [8] I.A. Salem. *Chemosphere* 44 (2001) 1109-1119.
- [9] P. Verma, V. Shah, P. Baldrian, J. Gabriel, P. Stopka, T. Trnka, F. Nerud. *Chemosphere* 54 (2004) 291-295.
- [10] R. Costa, M. Lelis, L. Oliveira, J. Fabris, J. Ardisson, R. Rios, C. Silva, R. Lago. *Jour. of Haz. Mat. B.* 129 (2006) 171–178.
- [11] M. Crivello, C. Pérez, J. Fernández, G. Eimer, E. Herrero, S. Casuscelli, E. Rodríguez-Castellón. *Appl. Catal. A: Gral.* 317 (2007) 11-19.
- [12] L. Yumin, L. Shetian, Z. Kaizheng, Y. Xingkai, W. Yue. *App. Catal. A: Gen* 169 (1998) 127-135.
- [13] H. Lin, H. Chiu, H. Tsai, S. Chien, Ch. Wang. *Catal. Lett.* 88 (2003) 169-174.
- [14] M. Florea, M. Alifanti, V. Parvulescu, D. Mihaila-Tarabasanu, L. Diamendescu, M. Feder, C. Negrila, L. Frunza. *Catal. Today* 141 (2009) 361-366.
- [15] Y. Brik, M. Kacimi, M. Ziyad, F. Bozon-Verduraz. *Jor of Catal* 202 (2001) 118-128.

CALIDAD DE AGUAS SUBTERRANEAS AFECTADAS POR PROCESOS AGRICOLAS EN EL PARTIDO DE LA PLATA- PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Bazán, José M.; Alberino, Juan C. y Zamponi, Ricardo O.

Laboratorio ECAASS (Dto. Ingeniería Química) Facultad Regional La Plata- Universidad Tecnológica Nacional, Calle 60 y 124, La Plata.
ecass@frlp.utn.edu.ar

Resumen. *El trabajo se basa en la generación de conocimientos sobre la calidad del recurso agua subterránea, y será de utilidad para tener un diagnóstico actual de la calidad del agua de los pozos en explotación, en cinturón hortícola del Partido de La Plata, y su potencial influencia sobre el suministro de agua potable. Como hipótesis preliminar, se considera la posibilidad de contaminación del agua subterránea por la actividad agrícola. La aplicación de fertilizantes altera la composición de las aguas de infiltración, modificando las concentraciones típicas de nitratos y otros nutrientes en el agua subterránea. Por otro lado, ciertos metales pesados pueden ser lixiviados por la influencia de la dinámica propia de los aguas y suelos de estas zonas agrícolas. El uso de plaguicidas es otra de las potenciales causas de contaminación de las aguas subterráneas. Esta comunicación informa sobre los resultados preliminares del Proyecto “Evaluación de la Calidad del Agua Subterránea en la Zona Frutihortícola del Partido de La Plata” (PID: UTN 1621). Se realizaron análisis volumétricos, por espectrofotometría de absorción atómica y cromatografía gaseosa en cinco muestras. Se han detectado “anomalías” respecto a la calidad típica de los acuíferos muestreados.*

Palabras clave: Agua Subterránea, Contaminación, Calidad, Especies Iónicas.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento poblacional así como el desarrollo industrial y agrícola ha incrementado la demanda de agua. Ello ha repercutido en la calidad de las mismas, la cual puede verse modificada tanto por causas naturales como por factores externos y en este último caso se habla de contaminación.

En el ámbito rural cultivado, donde se riega exclusivamente con agua subterránea, se produce un retorno importante a las napas, debido a la baja eficiencia del riego, estimado en un 50 % del agua empleada; este volumen se traduce en recarga para los acuíferos Pampeano y Puelche [1]. Sin embargo, el uso masivo de invernaderos donde se utiliza el riego por goteo, puede haber modificado esta dinámica y aun no se tiene referencia de este hecho. Las Arenas Puelches son de origen fluvial, ocupan en forma continua unos 92.000 km² en el subsuelo del NE de la Provincia de Buenos Aires y se extienden también hacia el N en la de Entre Ríos y hacia el NO en las de Santa Fe y Córdoba. En la zona rural cultivada, la falta de entubamiento y aislación del Pampeano, hace que en algunos pozos se capten en forma conjunta a éste y al Acuífero Puelche.

En la zona estudiada el techo del Puelche se ubica entre 20 y más de 50 m de profundidad y su espesor varía entre algo menos de 20 y algo más de 30 m. Todos los pozos del servicio de agua potable de La Plata y alrededores captan este acuífero, que también se aprovecha para riego e industria, con producciones individuales entre 40 y 160 m³/h [2].

El proyecto se basa en la generación de conocimientos en los campos relacionados al medio ambiente y a la calidad del recurso agua subterránea, para diversos usos. Además será de utilidad para incrementar la experiencia en el diagnóstico de la calidad del agua subterránea de pozos en explotación, en el cinturón hortícola del Partido de La Plata, tomando como área general de estudio la comprendida por los centros comunales Lisandro Olmos, Abasto, Arturo Seguí, Los Hornos y Melchor Romero.

Como hipótesis preliminar, se considera la posibilidad de contaminación del agua subterránea por la actividad agrícola, fundamentalmente con residuos agroquímicos o sus productos de degradación. La aplicación de fertilizantes, ya sean naturales o sintéticos, alteran la composición de las aguas de infiltración, aumentando las concentraciones básicas en el agua subterránea de nitratos y otros nutrientes, así como también la presencia de algunos iones tales como potasio, cloruros, sulfatos, etc. [3].

Por otro lado, ciertos metales pesados pueden ser potencialmente lixiviados por la influencia de la dinámica propia de las aguas y suelos de esta zona agrícola, sometidos a constante remoción. Tal es el caso de los metales cinc y manganeso que son componentes de funguicidas tales como Mancozb y Zineb, que se evalúan en este trabajo. El uso de plaguicidas es otra de las posibles causas de contaminación de las aguas subterráneas.

La determinación de parámetros fisicoquímico permitirá evaluar las concentraciones de diversos iones como nitratos, sulfatos, cloruros, metales pesados, etc. y pesticidas, que pueden tener efectos negativos sobre la salud humana en función de los valores límites de agua potable de uso domiciliario, establecidos por el Código Alimentario Argentino (Ley 18284) o la Ley PBA 11.820. Además servirá para caracterizar el agua con respecto al acuífero de origen. Los acuíferos Pampeano (más superficial y más vulnerable a sufrir contaminación) y potencialmente el Puelche (más profundo), serán los de mayor interés y sometidos a estudio, debido a que son fuente de agua potable para consumo en la región.

Un diagnóstico de calidad del agua subterránea actualizado sobre parte del área de explotación hortícola, será un instrumento de gestión relevante para la toma de decisiones en relación a las expectativas de desarrollo regionales, teniendo en cuenta los efectos del uso de agroquímicos en el recurso y su consecuencia en la calidad de vida de la población.

El aspecto innovador con respecto a los resultados esperados en este proyecto, es que la inexistencia de información completa y actualizada de base, fundamentalmente en el tema de concentración de agrotóxicos, impide tener un diagnóstico sobre el estado de la calidad del recurso agua subterránea en relación con la actividad agrícola del suelo.

Si bien es cierto que la tecnificación de las prácticas agrícolas ha incrementado - a través de un mayor rendimiento de los cultivos- la producción de alimentos en el mundo, no es menos cierto también que esto ha estado basado en el uso de dosis masivas de insumos, como combustibles, plaguicidas, fertilizantes, semillas híbridas, riegos, etc. A su vez tampoco ha logrado solucionar el problema del acceso a los alimentos de la población mundial: actualmente hay 1200 millones de personas desnutridas, con dietas que no alcanzan el mínimo necesario de calorías. Las prácticas derivadas de esta concepción de la agricultura moderna, han provocado una serie de problemas ecológicos, sociales, culturales y económicos. Estos pueden analizarse por sus consecuencias desde dos puntos de vista: por un lado los problemas originados en las prácticas agrícolas, que afectan las aguas superficiales y subterráneas, perjudicando en última instancia la salud de seres vivos; por el otro aquellos a veces más ocultos que degradan, deterioran o afectan al propio agroecosistema disminuyendo su capacidad productiva y poniendo en duda su sustentabilidad.

En la actualidad casi no se concibe la posibilidad de una agricultura sin el aporte de los agroquímicos. El bajo costo de estos productos así como su fácil aplicación, el desconocimiento y la falta de conciencia acerca de su impacto sobre el ser humano y los

ecosistemas, hicieron que se difundieran de una manera sorprendente. Irónicamente los mismos pesticidas que fueron vistos durante muchos años como un símbolo del triunfo de hombre sobre la naturaleza, hoy son puestos en las listas negras de numerosos países debido a su extrema peligrosidad. Nueve de los doce productos químicos más peligrosos que existen, denominados la “docena sucia” fueron desarrollados y promovidos como insecticidas o fungicidas para su uso en la agricultura, entre ellos el Aldrín, Clordano, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Hexacloro, Mirex y Toxafeno. Estos productos definidos como contaminantes orgánicos persistentes, conocidos por su sigla en inglés como POP, poseen la característica de ser muy tóxicos, se acumulan en la cadena alimenticia, son persistentes en el ambiente y tienen el potencial de viajar largas distancias desde su punto de liberación. En los EEUU se considera la agricultura como la mayor fuente de polución de los cursos de aguas superficiales tales como arroyos, ríos, lagos y embalses [4]. Existen cada vez mas evidencias de contaminación de las aguas destinadas al consumo con plaguicidas y/o con derivados de fertilizantes (como los nitratos), sobre todo en países donde existe un mayor consumo de agroquímicos.

En la Argentina, aunque no existen suficientes datos sobre la contaminación por plaguicidas de las aguas subterráneas, como para cuantificar la dimensión del problema [5], se ha citado un aumento en el número de casos de metahemoglobinemia (enfermedad relacionada con los nitratos en agua) en la población escolar de zonas hortícolas del Gran Buenos Aires que se caracterizan por la aplicación intensiva de fertilizantes [6].

La aplicación de altos niveles de fertilizantes disminuye enormemente su eficiencia de uso por los cultivos, generando un excedente importante que termina en los cuerpos de agua o en la atmósfera en forma gaseosa.

2. DESARROLLO

2.1. Materiales y métodos

Las muestras fueron tomadas de pozos profundos (aproximadamente 60 m, acuífero Puelche) y se colectaron en botellas de polietileno de 1 dm³ acondicionadas previamente para el análisis fisicoquímico y para el caso del análisis de metales, con el agregado de ácido nítrico concentrado; para la determinación de plaguicidas en botellas de vidrio con tratamiento especial. Las determinaciones fisicoquímicas realizadas fueron: características organolépticas, pH, conductividad, sólidos disueltos, dureza, alcalinidad, cloruros, sulfatos, nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, sodio, potasio, cinc, manganeso, bromuro, arsénico y plaguicidas, que figuran en la Tabla N° 1 junto con las normas utilizadas. Las muestras se mantuvieron en refrigeración a 6° C (+/- 2° C), hasta su procesamiento. Para la preparación de los reactivos se utilizaron drogas de grado analítico, con trazabilidad comprobada.

Parámetro	Norma
pH potenciométrico	SM 4500-H ⁺
Conductividad	SM 2510 A
Sólidos disueltos	SM 2540 Previo filtrado
Dureza como CaCO ₃	SM 2340 C
Alcalinidad	SM 2320 B

Parámetro	Norma
Cloruros	SM 4500-Cl B
Sulfato	SM 4500 SO ₄ ⁻² E
Nitrato	SM 4500 B
Nitrito	SM 4500 NO ₂ ⁻ B
Amonio	SM 4500 NH ₃ D
Fósforo (PO ₄ ⁻³)	SM 4500-P E
Sodio	SM 3500- Na
Potasio	SM 3500- K D
Cinc	SM 3111 B
Manganeso	SM 3111 B
Bromuro	SM 4500- Br ⁻ B
Arsénico	SM 3500 C
Cipermetrina	EPA M 508- CG ECD
Deltametrina	EPA M 508- CG ECD
A- HCH	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Aldrin	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
BHC- Hexaclorobenceno	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
B- HCH	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
C- HCH	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
D- HCH	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
DDD (4,4' - DDD)	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
DDT (4,4' DDT)	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Dieldrin + DDE (4,4'- DDE)	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endosulfan I	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endosulfan II	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endosulfan sulfato	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endrin	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endrin Aldehido	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Endrin Cetona	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
G- HCH	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
G- Clordano	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Heptaclor	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Heptaclor Epoxi	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Metoxiclor	EPA SW 846 8081 A- CG ECD
Mirex	EPA SW 846 8081 A- CG ECD

Tabla N° 1. Listado de parámetros analizados y normas aplicadas

2.2. Localización de puntos de muestreo

Los lugares elegidos en principio fueron aquellos que se encuentran aguas arriba de la ciudad de La Plata, y que mediante una encuesta previa resultaron ser los de suelos cultivados durante más tiempo y por lo tanto, los que potencialmente podrían ser motivo de contaminación de las aguas subterráneas. Además, se trató de seleccionar los pozos cuyas profundidades sean la correspondiente al acuífero Puelche, que es el más requerido para el suministro de agua potable. (Figura N° 1).

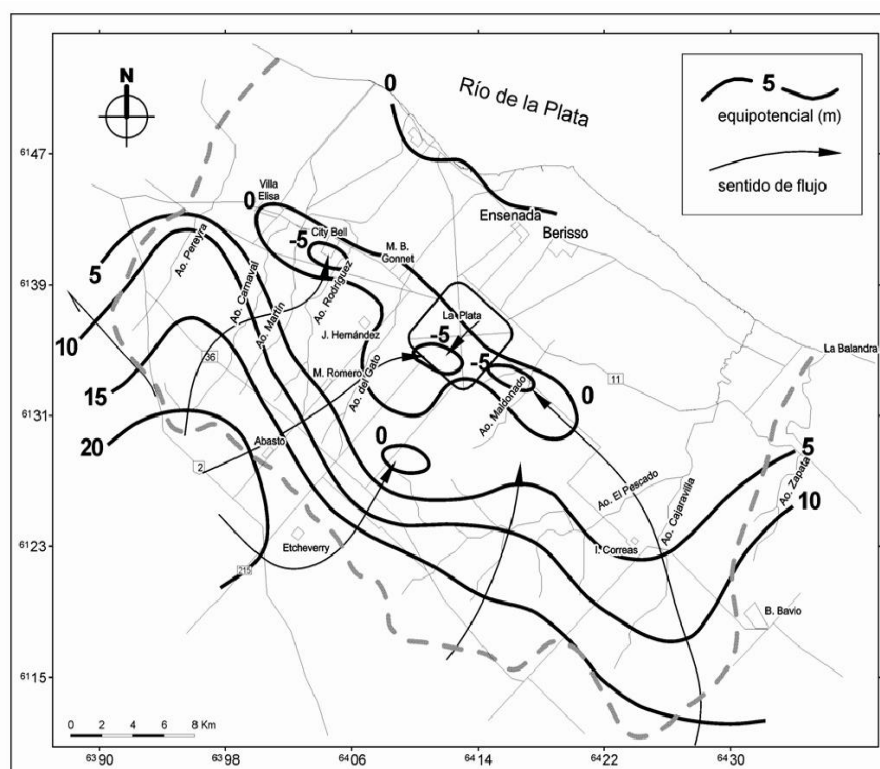


Figura 1. Acuífero Puelche, red de flujo de la zona estudiada [3]

Puesto de muestreo N° 1. Ubicado en zona de quintas en el predio de la calle 66 y 172 con una superficie de 15 ha, en la localidad de Los Hornos, cuya producción en forma continua de diversos productos data de aproximadamente 50 años. En la actualidad se produce mayoritariamente tomate, pimiento y alcauciles. Se tomaron inicialmente dos muestras de pozos de riego, en agosto de 2012: la muestra 1 corresponde al llamado pozo filtro (encamisado) de 60 m de profundidad, y la muestra 2 se trata de un pozo de semejante profundidad que está parcialmente encamisado (pozo abierto); estos suministran un caudal de aproximadamente 90.000 l/h, con tiempo de riego variable según la estación del año. Luego se tomó una tercera muestra en septiembre del 2012 (muestra 3) al observar los resultados obtenidos en las anteriores, y corresponde a un pozo de 60 m de profundidad, de suministro de agua para consumo domiciliario, que también fue analizada. Los pozos se encuentran separados uno de otro por una distancia de 300 a 400 m. Desde hace tiempo se están utilizando como fertilizantes urea, sulfato de amonio, nitrato de amonio, sales de fósforo y además, pesticidas varios como Padan, Cipermetrina, Gramosone (paracuat), carbamatos, bromuro de metilo, y fosforados. En la Figura N° 2 se indica con un punto rojo a la derecha de la misma (Los Hornos) el lugar correspondiente donde fueron tomadas estas muestras.

Puesto de muestreo N° 2. Se encuentra entre las calles 206 entre 520 y 526 de la localidad de Abasto, con una superficie de producción de 2,5 ha, y con dos pozos de riego, de los cuales se

tomaron muestras en noviembre del 2012; uno (pozo filtro, muestra 4) encamisado y otro parcialmente encamisado (muestra 5), que suministran un caudal aproximado de 36000 l/h de agua. Este predio esta siendo utilizado para la producción de verdura de hoja (acelga, lechuga, etc.) desde hace aproximadamente 30 años. Se aplican como fertilizantes: urea, sulfato de amonio, nitrato de amonio, sales de fósforo y como pesticidas: Padan, Cipermetrina, Gramasole (paracuat), Carbamatos, bromuro de metilo y fosforados. En la Figura N° 2 se indica con un punto rojo a la izquierda de la misma (Abasto) el lugar correspondiente donde fueron tomadas estas dos muestras.

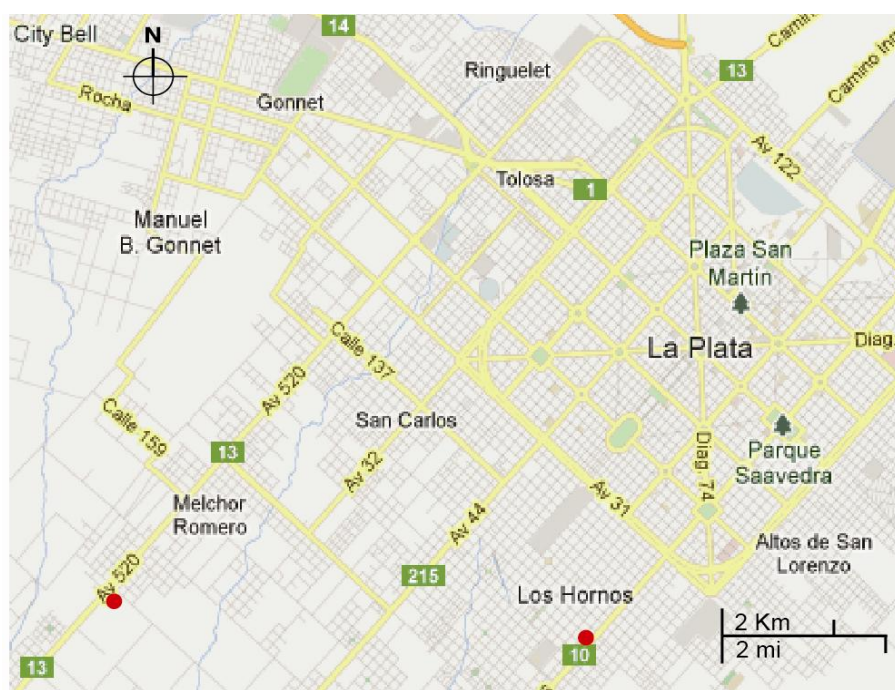


Figura 2. Ubicación de puestos de muestreo (puntos rojos)

3. RESULTADOS

Los resultados obtenidos figuran en la Tabla N° 2

Parámetros	Unidad	Muestra 1 Pozo filtro	Muestra 2 Pozo abierto	Muestra 3 Casa	Muestra 4 Pozo filtro	Muestra 5 Pozo abierto
Color	–	Incolora	Incolora	Incolora	Incolora	Incolora
Olor	–	Inodora	Inodora	Inodora	Inodora	Inodora
Aspecto	–	Límpida	Límpida	Límpida	Límpida	Límpida
Sedimento	–	No Contiene	No Contiene	No Contiene	No Contiene	No Contiene
pH	upH	6,8	6,8	6,9	7,2	7,2
Conductividad	uS /cm	740	1115	1512	737	760
Sólidos disueltos	mg/L	459	691	937	457	471
Dureza	mg/L	102	90	490	180	244
Alcalinidad de bicarbonatos	mg/L	300	320	280	269	336

Cloruros	mg/L	21	31	40	83	43
Parámetros	Unidad	Muestra 1 Pozo filtro	Muestra 2 Pozo abierto	Muestra 3 Casa	Muestra 4 Pozo filtro	Muestra 5 Pozo abierto
Sulfato	mg/L	5	20	26	4	6
Nitrato	mg/L	63	196	390	17	36
Nitrito	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Amonio	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Fósforo (PO ₄ ⁻³)	mg/L	0,02	0,03	< 0,02	0,10	< 0,02
Sodio	mg/L	108	200	79	95	75
Potasio	mg/L	8	7	7	5	6
Cinc	mg/L	0,80	2,0	1,8	0,44	0,10
Manganeso	mg/L	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,07	0,02
Bromuro	mg/L	1,13	1,16	1,24	< 0,05	< 0,05
Arsénico	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cipermetrina	ng/L	< 30	< 30	X	X	X
Deltametrina	ng/L	< 30	< 30	X	X	X
A-HCH	ng/L	< 0,6	< 0,6	X	X	X
Clordano	ng/L	< 1,2	< 1,2	X	X	X
Aldrin	ng/L	< 1,2	< 1,2	X	X	X
BHC- Hexaclorobenceno	ng/L	< 0,6	< 0,6	X	X	X
B-HCH	ng/L	< 1,2	< 1,2	X	X	X
D- HCH	ng/L	< 0,6	< 0,6	X	X	X
DDD (4,4' - DDD)	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
DDT (4,4' DDT)	ng/L	< 5	< 5	X	X	X
Dieldrin + DDE (4,4' - DDE)	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
Endosulfan I	ng/L	< 1,2	1,3	X	X	X
Endosulfan II	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
Endosulfan sulfato	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
Endrin	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
Endrin Aldehido	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
Endrin Cetona	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X
G- HCH	ng/L	< 0,6	< 0,6	X	X	X
G- Clordano	ng/L	< 1,2	< 1,2	X	X	X
Heptaclor	ng/L	< 1,2	< 1,2	X	X	X
Heptaclor Epoxi	ng/L	< 5	< 5	X	X	X

Metoxiclor	ng/L	< 20	< 20	X	X	X
Mirex	ng/L	< 2,5	< 2,5	X	X	X

Tabla N° 2: Resultados analíticos

Nota: Los valores indicados como <, corresponden a valores menores al límite de cuantificación del método. La X indica que no hay resultados ya que no se tomaron las muestras 3, 4 y 5 para efectuar los análisis de los agrotóxicos, por inconvenientes de tipo operativo-financiero.

4. DISCUSIÓN

Los resultados observados en las muestras 1 (pozo filtro, cerrado) y 2 (pozo abierto) marcan el notable aumento en esta última con respecto a la muestra 1, en los parámetros conductividad, sólidos disueltos, cloruros, sulfatos, nitratos, sodio, cinc y en la detección de endosulfan I en la muestra 2. Las concentraciones de estas especies en algunos casos en la muestra 2 duplican las correspondientes a la muestra 1.

Las diferencias encontradas se corresponden con las características de construcción entre los pozos. El de la muestra 1 está totalmente encamisado y el de la muestra 2 lo está solo parcialmente (aproximadamente hasta los 12 m). Se observa que esta circunstancia pone en evidencia la intrusión de agua de napas superiores de inferior calidad, que está modificando la composición del acuífero Puelche a esa profundidad.

Un tercer pozo fue analizado pero que no se encuentra en uso para riego, si bien lo fue hace años. Es de semejante profundidad que los anteriores y se utiliza para consumo humano y uso doméstico. Como es también un pozo “abierto” (parcialmente encamisado) al ver los resultados analíticos obtenidos en las muestras 1 y 2, se extrajo una muestra de agua para su análisis (muestra 3). El resultado obtenido evidencia que el agua (no apta para consumo humano como las anteriores) es la de peor calidad con un contenido muy elevado en conductividad, sólidos disueltos, dureza y nitratos. Por este motivo fue puesta en alerta de inmediato la familia, que dejó de consumir esta agua.

La concentración de bromuros en las muestras 1, 2 y 3 es semejante a valores registrados por investigadores en hidrogeología, pero no publicados [7]. Sin embargo en las muestras 4 y 5 no se ha encontrado esta especie por encima del límite de cuantificación del método. La explicación de este hecho quizás se deba a las diferentes cantidades utilizadas de bromuro de metilo en ambas áreas muestreadas. En muestreos sucesivos en las áreas involucradas en el proyecto, se tratará de encontrar una explicación de esta aparente anomalía.

En las muestras 4 y 5, correspondientes al puesto de muestreo N° 2 de composición iónica semejante, que se evidencia en la conductividad, se observa que se duplica la concentración de nitratos en el pozo abierto (muestra 5), con respecto a la del pozo cerrado (muestra 4).

El aumento de la alcalinidad en la muestra 5 se ve compensado por una disminución en la concentración de cloruros en cuanto a la composición aniónica. Se presenta el caso inverso en la muestra 4. En cuanto a la composición catiónica a mayor dureza (muestra 5) menor concentración de sodio. También se da el caso inverso respecto a estas dos especies para la muestra 4. Una hipótesis preliminar que pueda avalar lo observado sería que exista una infiltración de agua de napas de menor profundidad, ya que la muestra 5 corresponde al llamado pozo abierto.

Las muestras 1, 2 y 3 se califican como no potables por el elevado contenido de nitratos, según la Ley de la Provincia de Buenos Aires 11.820, cuyo valor límite permitido corresponde a 50 mg/L (NO_3^{-1}). El agua de los pozos de las muestras 4 y 5 son aptas para el consumo humano, de acuerdo a la mencionada legislación.

Las concentraciones de cinc encontradas en las muestras 1, 2 y 3 son más elevadas con respecto a las muestras 4 y 5; así mismo en los pozos abiertos las concentraciones son mayores que en los pozos cerrados, en todos los casos. Para el manganeso en las muestras 1, 2 y 3, los valores de concentración se encuentran por debajo del límite de cuantificación. Al contrario, en las muestras 4 y 5, los valores están por encima ese límite, pero en bajas concentraciones. Se va a continuar el estudio de la concentración de estos metales con la obtención de nuevas muestras en el área bajo estudio.

Se efectuaron análisis cromatográficos sobre las muestras 1 y 2 investigando Cipermetrina, Deltametrina (Normas EPA M 508) y veinte plaguicidas clorados (Normas EPA SW 846 8081 A). En general las concentraciones se encontraban por debajo del límite de cuantificación, salvo el caso del pozo abierto (muestra 2) donde la concentración de Endosulfan I es de 1,3 ng/L.

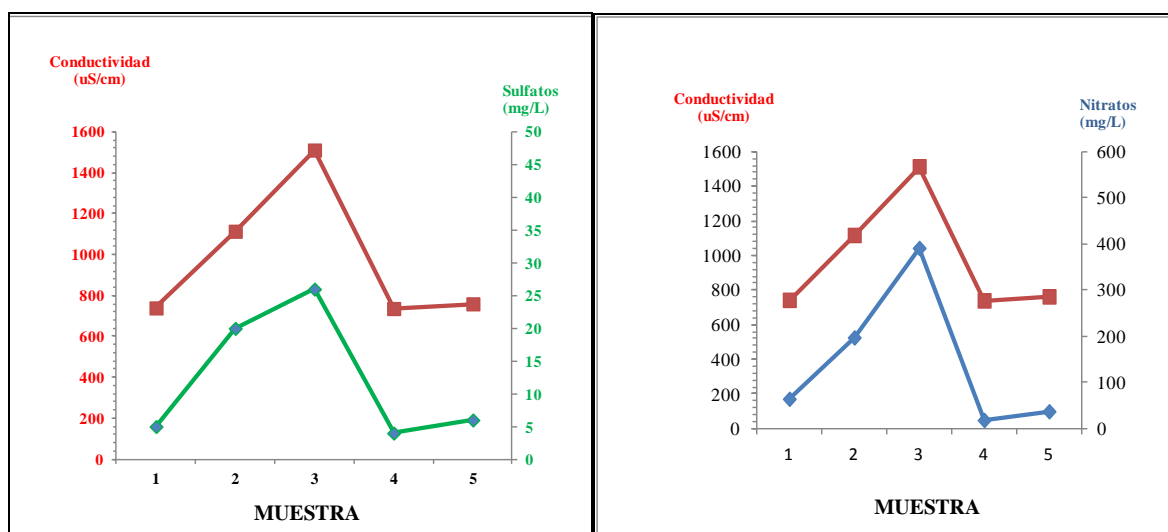


Figura 3. Conductividad vs. Nitratos/ Sulfatos

En la Figura 3 se observa que, tal como se menciona más arriba, los pozos abiertos presentan mayor contenido salino (muestras 2, 3 y 5) que las de los pozos cerrados (muestras 1 y 4). Además, se nota una muy buena correspondencia entre conductividad y los aniones nitratos y sulfatos.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones corresponden a un muestreo parcial del agua subterránea en la zona hortícola del Partido de La Plata, incluido dentro del proyecto PID: UTN 1621, que en la actualidad sigue su cronograma con la obtención de nuevas muestras en el área bajo estudio. De los resultados analíticos obtenidos sobre las muestras 1, 2, 3, 4 y 5, se puede inferir:

- Existe manifiesta diferencia en las concentraciones de los parámetros analizados entre las muestras de los pozos abiertos y cerrados. Se observa un importante aumento en los pozos abiertos en la conductividad y en las concentraciones de nitratos y sulfatos, tomando estos iones como representantes de mayor relevancia del comportamiento del conjunto iónico. Los pozos abiertos son aquellos que están encamisados parcialmente y permiten la mezcla de las aguas de distintos acuíferos, y por lo tanto de diferente composición. Generalmente las napas superiores (freática y pampeana) son las más contaminadas. El aporte de sulfatos y nitratos tiene posible origen en el exceso de fertilizantes utilizado durante largos períodos de tiempo. Este mismo comportamiento se observa para el caso de la dureza y contenido de cinc. No se

extiende esta conclusión para el caso del manganeso, ya que los valores encontrados están en muy bajas concentraciones.

- El agua de los pozos correspondientes a las muestras 1, 2 y 3 son no potables por el elevado contenido de nitratos, mientras que son potables las de los pozos de las muestras 4 y 5.

- Con respecto a los agrotóxicos, sólo se detecta la presencia de Endosulfan I en concentraciones significativa en el agua del pozo abierto (muestra 2).

- De acuerdo a los resultados analíticos parciales obtenidos, teniendo en cuenta la red de flujo del acuífero Puelche de la zona en estudio, se puede inferir que existe la posibilidad que la contaminación mencionada siga su curso hacia los pozos de abastecimiento de agua potable de la ciudad de La Plata.

REFERENCIAS

- [1] Auge, Miguel P., *Investigacion Hidrológica de La Plata y Arrededores. Tesis Doctoral*, (1997).
- [2] Auge, Miguel P., Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino, Hidrogeología de La Plata, Provincia de Buenos Aires. (2005).
- [3] Aravena, R., Auge, M.P., Bucich, N., y Nagy, M.I., *Evaluation of the origin of groundwater nitrate in the city of La Plata. Argentina, using isotope techniques. XXIX International Hydrogeology Congress. Proceedings: 323-328. Bratislava.* (1999).
- [4] National Research Council. *Alternative Agriculture. Washington, D. C.: National Academy Press.* (1984).
- [5] INTA- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Seminario: *Juicio a nuestra agricultura. Hacia el desarrollo de una agricultura sostenible.* (1991).
- [6] Sarandon, Santiago., Buenos Aires. *Agroecología: El camino para una agricultura sustentable.* Editorial Hemisferio Sur. Ediciones Científicas Americanas. La Plata. Argentina (1991).
- [7] Kruse Eduardo, *Cátedra de Hidrología General Facultad de Ciencias Naturales y Museo. UNLP.* Comunicación verbal, (2013).

COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE COLIFORMES TOTALES ENTRE EL MONITOREO DEL AGUA DE POZOS DE PROVISIÓN Y AGUA DE RED URBANA POR LA TÉCNICA DE FILTRACIÓN (ISO 9308).

Moyano, Silvia A.; Marín, Graciela N. y Pegoraro, Lidia E.

Laboratorio de Química y Microbiología. Universidad Tecnológica Nacional Regional Villa María
Av. Universidad 450. Villa María. Córdoba, Argentina.
silmoyano@hotmail.com; lab_quimica@frvm.utn.edu.ar

Resumen. *Se realizó la determinación de coliformes totales y Escherichia coli aplicando la técnica de filtración por membrana (Norma ISO 9308) en muestras de agua de pozos de provisión destinados a abastecer de agua potable, y de distintos puntos de la red de distribución de la ciudad de Villa María. Se compararon los resultados obtenidos entre los pozos de provisión, como sanidad de la fuente de origen y el agua de red urbana, para detectar posibles contaminaciones en el sistema de distribución. Se analizaron 100 muestras correspondientes a un período de muestreo de un año. Los resultados obtenidos tanto de los pozos de abastecimiento, como de la red de distribución urbana no presentaron diferencias significativas. Se concluye que no hay contaminación con coliformes totales y E. coli. Se evaluaron otros contaminantes bacterianos, mediante el seguimiento de grupos de bacterias que crecieron dando colonias amarillas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 y que no pertenecen al grupo coliformes. El sistema de red del agua potable es la principal fuente de este tipo de contaminación. Las morfologías microscópicas predominantes de las colonias amarillas-anaranjadas correspondieron a bacilos Gram (+) esporulados chicos y a cocos Gram (+).*

Palabras clave: Monitoreo Coliformes, Filtración por membrana., Agua de pozos, Agua de red.

1. INTRODUCCIÓN

En el monitoreo del agua potable provista a una población es indispensable la determinación de coliformes totales como indicador de contaminación y como presuntivo de una contaminación de origen fecal. El grupo de microorganismos “coliformes” ha sido utilizado y adoptado internacionalmente como indicador de contaminación fecal [1,2]. La prueba estándar para el grupo coliformes en muestras de agua puede realizarse mediante las técnicas de fermentación en tubos múltiples o de filtro de membrana [3]. La Norma ISO 9308 (técnica de filtración por membrana) establece que luego de la filtración de la muestra de agua, la membrana se coloca en placas con Agar de Lactosa TTC con

Tergitol@7 donde todas las colonias amarillas desarrolladas, sin considerar el tamaño, que fueran oxidasa negativa, se pueden clasificar como perteneciente al grupo coliformes [4].

En trabajos anteriores en el Laboratorio de Química y Microbiología de Villa María, se demostró la reproducibilidad de ambos métodos tanto en la evaluación de desempeño con cepas de bacterias tipificadas y agua estéril cuando se aplicó en agua naturales que presentaron un bajo grado de contaminación [5][6].

Durante la aplicación de la técnica de filtración en muestras de agua de baja contaminación se presentaron inconvenientes relacionados con la interpretación de resultados debido a la presencia de otros tipos de grupos bacterianos no coliformes que desarrollan dando colonias anaranjadas- amarillas típicas de coliformes en el medio de cultivo Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7, establecido en la Norma ISO 9308-1 para la detección de coliformes totales y *E. coli* en muestras de agua [6], por lo que la aplicación simultánea del método de tubo múltiple (NMP) fue de suma importancia para la verificación y aclaración de los resultados obtenidos.

El objetivo del presente estudio fue realizar una comparación de los resultados obtenidos entre los pozos de provisión, como sanidad de la fuente de origen, y el agua de red urbana de la ciudad de Villa María Córdoba, para detectar posibles contaminaciones en el sistema de distribución con la determinación de coliformes totales y *E. coli* realizada por el método de tubo múltiple (NMP) y por el método de filtración (Norma ISO 9308).

Posteriormente se evaluaron otros contaminantes bacterianos, que se hicieron presentes en las placas sembradas y que no pertenecen al grupo coliformes, pero que desarrollan colonias amarillas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 en las muestras de agua tanto de los pozos de abastecimiento, como de la red de distribución urbana.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Muestras

Las muestras se tomaron de los pozos de provisión y de agua de red urbana de la ciudad de Villa María, Córdoba durante el período comprendido entre Julio de 2011 hasta Julio de 2012. Se analizaron 100 muestras de agua en el Laboratorio de Química y Microbiología de la Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Villa María.

2.2 Métodos

Para la determinación de coliformes totales se utilizaron dos técnicas: la de filtración por membrana y el número más probable. En el método de filtración se utilizó la técnica establecida por la Norma ISO-9308-1:2000 (Coliformes totales y *E. coli*) y para la del Número Más Probable las técnicas 9221-A y B (coliformes totales) del Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater [3].

Para el desarrollo de la Técnica de Filtración por Membrana se filtran 100 ml de muestra, utilizando monitores estériles descartables con la membrana filtrante y Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 y luego se incubó durante 48 (\pm) 2 horas a 36 (\pm) 1 °C.

Las colonias típicas de coliformes se presentan como amarillas- anaranjadas con o sin halo

amarillo [7] [8]. A las colonias desarrolladas se le realizó el aislamiento en un medio no selectivo (Agar nutritivo) aplicando luego la prueba de la oxidasa (utilizando tabletas con el reactivo). Para la investigación de *E. coli* estas colonias fueron sembradas en Agua peptonada Indol, para observar la producción de Indol a 44,5 (\pm) 0,5 °C por 24 horas.

En la técnica del número más probable la presencia de bacterias coliformes se determina sembrando la muestra a analizar en tubos conteniendo el Caldo Lauril Sulfato, selectivo para coliformes. Estos tubos se incuban a 36 (\pm) 1 °C durante 48 (\pm) 2 horas. Los resultados del estudio de los tubos y diluciones replicados (5 tubos con 10 ml. de la muestras en tubos con 10 ml de Caldo lauril sulfato doble concentración; 1 tubo con 1 ml de la muestra en tubo con 10 ml de Caldo lauril sulfato simple concentración; 1 tubo con 0,1 ml. de la muestra con 10 ml de Caldo lauril sulfato simple concentración- combinación 5-1-1.) se expresan en términos de Número Más Probable (NMP) de microorganismos existentes por 100 ml de muestra analizada. Este número está basado en fórmulas de probabilidad y es un cálculo de la densidad media de coliformes en la muestra.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El agua potable de la ciudad de Villa María proviene pozos de captación diseminados en la misma. Estas perforaciones explotan los acuíferos del sector aprovechando su alta productividad y buena calidad [7]. Los acuíferos explotados actualmente se encuentran entre -58 m y -196 m de profundidad [8].

De las 100 muestras de agua analizadas, 14 correspondieron a los pozos de provisión de agua potable, 84 fueron extraídas directamente de la red de distribución de la ciudad. Las 2 restantes fueron obtenidas del tanque elevado, donde se almacena el agua de los principales pozos de provisión de agua. Las muestras de agua de pozos analizadas en este trabajo provinieron del II, III, IV y V acuíferos semiconfinados y confinados de la región de Villa María y están distribuidos en distintos puntos de la ciudad. En la tabla 1 se detallan los pozos analizados y la profundidad de captación.

Pozo N°	Acuífero	Profundidad (m)	Pozo N°	Acuífero	Profundidad (m)
4	IV	143	14	III	117
6	II	88	15	III	106
8(bis)	V	196	103	III	100
9	II	90	104	III	120
10	IV	130	105	IV	140
11	III	110			

Tabla 1: Pozos de provisión de el agua potable ciudad de Villa María monitoreados entre Julio de 2011 a Julio del 2012.

En la determinación de coliformes totales las 100 muestras de agua analizadas del sistema de distribución a agua potable fueron negativas tanto cuando se aplicó la técnica del Número más Probable como la técnica de Filtración por membrana (tabla 2). Esto indica

que fueron aptas para consumo humano considerando como referencia la legislación provincial de Córdoba [1], nacional [9] e internacional [2] ya que dieron <2 NMP/100 ml y 0 ufc/100ml.

Lugar	Cantidad muestras	% de muestras negativas de coliformes	
		NMP (número más probables) Límite: < 2 NMP/100 ml.	Filtración (Norma ISO 9308) Límite: 0 ufc/100 ml.
Agua De Pozo	14	100 %	100 %
Agua De Red	84	100 %	100%

Tabla N°2: Resultados obtenidos para coliformes totales por los métodos del Número más Probable y por Filtración por membrana. (Norma ISO 9308-1-2000).

Durante la aplicación de la técnica de filtración por membrana en la determinación de coliformes totales, para identificar a las colonias típicas, se tuvieron en cuenta las características descritas en los manuales de los fabricantes de medios de cultivo tanto el de Merck y como el CULTIMED [10][11]. En ellos se especifica que al Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 puede agregarse el 2,3,5-Trifenil-2H-Tetrazolio Cloruro (TCC) dando colonias amarillas con halo (*E.coli*) o colonias rojas con halo amarillo (coliformes sin *E.coli*). Esto último (el viraje del medio bajo la membrana) no pudo ser considerado, debido a la utilización de monitores estériles donde se coloca el medio de cultivo después del filtrado de la muestra. Por eso se interpretó como colonias presuntivas de coliformes, a todas las colonias amarillas- anaranjadas desarrolladas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7.

Para ser confirmadas las colonias presuntivas típicas como coliformes se siguieron las etapas propuestas por la Norma ISO 9308, de sembrar las colonias típicas en Agar Nutritivo y realizar la prueba de la oxidasa [4]. Para confirmar el resultado se sembró a partir de las colonias desarrolladas en Agar Nutritivo en Caldo Lauril Sulfato, donde no crecieron, descartando por lo tanto la presencia de coliformes en las muestras analizadas. El número y el porcentaje de muestras que presentaron colonias amarillas- anaranjadas del total que se les determinaron coliformes totales por el método de Filtración por membrana se detallan en la tabla 3.

N° de muestras analizadas	no presentaron colonias amarillas/anaranjadas		presentaron colonias amarillas / anaranjadas		con colonias observadas al microscopio	
	N° de muestra	%	N° de muestra	%	N° de muestra	%
Agua De Pozo: 14	9	64,3	5	35,7	3	60
Agua De Red : 84	49	58,3	35	41,7	24	69

Tabla N°3: Resultados del método de filtración por membrana para coliformes totales (Norma ISO 9308-1-

2000)

Como se observa el número de muestras que presentaron colonias típicas amarilla-anaranjadas fue ligeramente superior en el agua proveniente de la red domiciliaria con respecto a las provenientes directamente de los pozos de captación.

En la figura 1 se puede observar tres colonias amarillas-anaranjadas desarrolladas no coliformes en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 de una muestra de agua de la red domiciliaria.

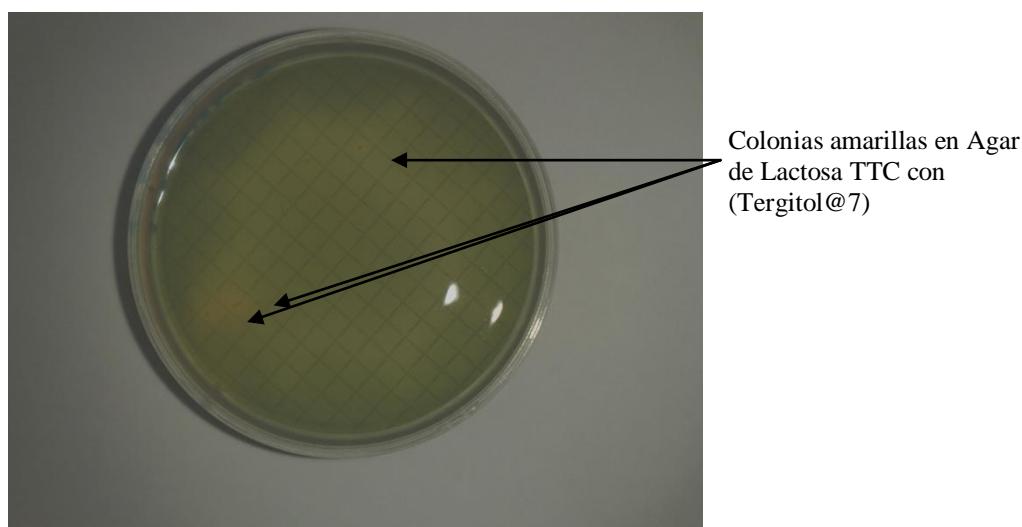


Fig. N°1: Colonias amarillas “no coliformes” en Agar de Lactosa TTC con (Tergitol@7) confirmadas por el no crecimiento en Caldo Lauril sulfato.

En las muestras de agua provenientes de los pozos, se observaron 3 muestras y del agua de red 24 que presentaron este tipo de colonias (tabla 3). Las características microscópicas de las colonias amarillas-anaranjadas típicas desarrolladas en el Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 la observación determinó la presencia de bacilos Gram (+), cocos Gram (+) y bacilos Gram (+) no esporulado pleomórfico. Un total de 76 colonias amarillo-anaranjadas crecidas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7, y confirmadas como no perteneciente al grupo de los coliformes (por el no desarrollo en caldo lauril sulfato simple concentración) luego de aplicar el método de filtración por membrana correspondieron a las muestras de agua extraídas directamente de la red domiciliaria. Esto indica que sistema de red del agua potable es la principal fuente de este tipo de contaminación inespecífica.

En relación a las morfologías microscópicas observadas de las colonias amarillas-anaranjadas típicas crecidas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 se detalla en la tabla 4. Se puede observar que la morfología más predominante, tanto en el agua de los pozos de provisión como de la red domiciliaria correspondió bacilo Gram (+) esporulados

chicos. La otra morfología más frecuente fue de cocos Gram (+) (31,6% de las colonias amarillas observadas en las muestras de agua extraída de la red) (tabla 4).

Agua De Pozo				
N° de colonias observadas	% de cocos Gram (+)	% de bacilos Gram (+) esporulados chicos	% de bacilos Gram (+) esporulados grandes	Otras morfologías
7	14,3 % (1)	71,4 % (5)	0 % (0)	14,3 % (1)
Agua De Red				
N° de colonias observadas	% de cocos Gram (+)	% de bacilos Gram (+) esporulados chicos	% de bacilos Gram (+) esporulados grandes	Otras morfologías
76	31,6% (24)	51,3 % (39)	7,9% (6)	9,2% (7)

Tabla N° 4 Porcentaje de las distintas morfologías presentadas por las colonias amarillas desarrolladas en el Agar de Lactosa TTC con (Tergitol@7).

4. CONCLUSIONES

En este estudio del monitoreo comparativo del agua de pozos de provisión y la de red de agua potable de la ciudad de Villa María, realizado durante el período de Julio de 2011 hasta Julio 2012, en donde fue evaluada la determinación de coliformes totales y *Escherichia coli*, se concluye que:

- Las 100 muestras de agua potable analizadas fueron negativas, tanto cuando se aplicó la técnica del Número más Probable como la técnica de Filtración por membrana (Norma ISO 9308). Esto demuestra la ausencia de contaminación en el sistema de distribución.
- Comparativamente, el porcentaje de muestras que presentaron colonias amarillas- anaranjadas del total al que se les determinaron coliformes totales por el método de Filtración, fue ligeramente superior en el agua proveniente de la red domiciliaria con respecto a la proveniente directamente de los pozos de captación. Por lo tanto se concluye que el sistema de red del agua potable es la principal fuente de contaminación inespecífica de grupos no coliformes, que desarrolla en Agar Lactosa TCC con Tergitol@7 que indica la Norma ISO 9308-1.
- La observación microscópica determinó que las morfologías bacterianas más predominantes de las colonias amarillas- anaranjadas desarrolladas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7, de las 100 muestras analizadas, correspondieron a bacilo Gram (+) esporulados chicos y cocos Gram (+).

REFERENCIAS.

- [1] Dirección Provincial de Agua y Saneamiento de la Provincia de Córdoba. *Normas provinciales de calidad y control de aguas de bebidas*, Volumen 1, Córdoba. Argentina, (1993).
- [2] Truque, Paola B. *Armonización de los estándares de agua potable en las Américas*. www.oas.org/dsd/publication (pág. de la Organización de Estados Americanos). Consultada en Enero, (2013).
- [3] APHA, AWWA, WEF *Standard Methods for the examination of water and wastewater* Ed. 21th, (2005).
- [4] Norma Española UNE-EN ISO 9308-1. *Detección y recuento de Escherichia coli y de bacterias coliformes. Parte 1: Método de filtración de membrana (ISO 9308-1:2000)*. (2000).
- [5] Moyano Silvia, Pegoraro Lidia, Marín Graciela. *Comparación de técnicas del número más probable y filtración de membrana para el análisis microbiológico de agua*. III Reunión Anual PROIMCA y I Reunión Anual PRODECA. Mendoza. Argentina, (2011).
- [6] Moyano Silvia; Marín Graciela; Pegoraro Lidia. *Aplicación de la técnica microbiológica de filtración (ISO 9308-1) en la detección de coliformes totales en muestras de agua con baja contaminación*. Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento del Agua-Córdoba, Argentina, (2012).
- [7] Dirección Provincial de Agua y Saneamiento de la Provincia de Córdoba (DAS). *Evaluación del Recurso Hídrico Subterráneo en las proximidades de Villa María*. Córdoba Argentina, (1998).
- [8] Marín Graciela, Moyano Silvia, Brussa Daniela, Debernardi Adriana, Bergero Roberto. *Calidad de Aguas Subterráneas de la cuenca del Río Tercero o Ctalamochita: Evaluación de parámetros Físico químicos y microbiológicos en 10 años*. III Reunión Anual PROIMCA y I Reunión Anual PRODECA. Mendoza. Argentina, (2011).
- [9] Código Alimentario Argentino. *Capítulo XII: Bebidas Hídricas, agua y agua gasificada* www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp Buenos Aires. Argentina. En línea.
- [10] Cultimed. *Manual Básico De Microbiología*. España,(2003).
- [11] MERCK. *Manual de medios de cultivo*. Alemania, (1994).

ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE TIERRAS DE DIATOMEA ESTANDAR, CALCINADA Y USADA EN PROCESOS DE FILTRADO EN LA INDUSTRIA

Moya, N. Susana; Gianenetto, F.Elena; Vega Caro, Luis; Neme, Nadim y Murillo, M. Daniel.

Centro de Investigación y Desarrollo en Ingeniería Ambiental (CEDIA) Facultad Regional Tucumán, Universidad Tecnológica Nacional. Rivadavia 1050- San Miguel de Tucumán

susana_moya2004@yahoo.com.ar, web: <http://www.frt.utn.edu.ar/investigacion/cedia>
vegaci@uolsinectis.com.ar, web: <http://www.frt.utn.edu.ar/investigacion/cedia>
nemenadim@hotmail.com, web: <http://www.frt.utn.edu.ar/investigacion/cedia>
emm@tucbbs.com.ar, web: <http://www.frt.utn.edu.ar/investigacion/cedia>

Resumen. *La tierra de diatomea se emplea como agente filtrante en los procesos industriales líquidos, por ejemplo, producción de cerveza, materiales de construcción, pesticidas, pinturas y barnices. En el presente trabajo se analizaron y compararon las propiedades físicas de tres tipos de tierras de diatomea: estándar, calcinada sin fundente y con fundente y después de su uso, siendo los aspectos microscópicos analizados: color, nivel de porosidad, capacidad de adsorción, materia orgánica. Las formas estudiadas son de origen marino y los tamaños de las partículas varían entre 0,006 y 0,01 mm. Los colores de las muestras; blanco, rosado, gris claro y gris oscuro están relacionados con la cantidad de materia orgánica existente en cada tipo estudiado. Y la cantidad reducida presente en los tipos estudiados indica que es buen filtrante. La adsorción de las tierras de diatomea es de escaso valor. El porcentaje del volumen de porosidad del tipo Hyflo-Super Cel es 84,13 % obteniéndose mejor filtración, y el tipo Super-Cel, es 81,85 %. Se concluye que la tierra de diatomea de color blanco es la más apta para el proceso de filtración.*

Palabras claves: Diatomea, Materia orgánica, porosidad, tamaño, filtración

1. INTRODUCCION

Hace aproximadamente 300 millones de años, trillones de una diminuta planta unicelular (algas unicelulares) llamada diatomeas existían en los océanos. Ellas construían una pequeña caparazón alrededor, compuesta por los mismos silicatos que extraían del agua. Cuando las diatomeas morían, este microscópico caparazón quedaba depositado en el fondo de los antiguos océanos. A través de las eras estos caparazones se fueron acumulando en depósitos, a veces formando espesores de miles de metros. Cuando las aguas de los océanos retrocedieron, estos depósitos fueron eventualmente cubiertos. Los caparazones se fosilizaron y comprimieron creando un polvo de tiza de roca llamado tierra de diatomea.

Cuando la tierra de diatomea es extraída, molida, finamente triturada, pasada por una fina malla y puesta en una centrífuga, ésta se convierte en un fino talco.

La tierra de diatomea es un material inerte no tóxico que contiene una serie de minerales tales como manganeso, magnesio, hierro, titanio, calcio y silicatos entre otros.

Al tener un alto contenido de silicio ayuda a incrementar la carga negativa de las partículas del suelo y aumenta la absorción de metales lo que favorece al intercambio catiónico, es decir, que el efecto nutritivo para el suelo proporciona incrementos en la producción agrícola como por ejemplo: papa, cebolla, caña y árboles frutales.

Además, aumenta la resistencia a la erosión del suelo, restaura el suelo degradado a su calidad de tierra cultivada, en suelos contaminados con metales pesados e hidrocarburos neutraliza la toxicidad del aluminio, en suelos ácidos mejora la absorción del fósforo, aumenta la retención de agua y humedad en el suelo.

Debido al bajo peso y alto porosidad actúa como esponja para absorber agua, derrames industriales, y derrames de petróleo.

Para los procesos de filtración en la industria se usa tierra de diatomea en distintos estados, con el fin de elegir el mejor grado de clarificación, o en la misma forma, entender que es lo que se está tratando de eliminar por ejemplo giarda, criptosporidium, algas, algunas bacterias y virus.

Es un elemento filtrante para la fabricación de jugos, cerveza, vino, aceite comestibles, productos farmacéuticos y piscinas, dando un producto más puro, de mejor calidad y es un método económico adecuado para la filtración eliminando partículas de hasta 0.1 micras de tamaño.

La materia orgánica presente en la tierra de diatomea bruta, tiene su origen en los residuos de putrefacción de los animales que se alimentan de diatomeas y a la descomposición incompleta de los restos orgánicos una vez que termino el ciclo de vida, lo cual constituye una problemática para la aplicación como agente filtrante, por lo que se somete a la tierra de diatomea a un proceso de calcinación con temperaturas muy variables, entre 500 y 1.000° C. Si el contenido de materia orgánica no supera el 3 % no puede reconocerse exteriormente por el color. Al pasar del porcentaje citado, el mineral acusa un cambio de color, y así con 8 al 10% de materia orgánica es gris, y con un 15 al 30 % se manifiesta verde grisáceo, verde, y por último negro cuando el contenido en materias bituminosas es más elevado. El color de la tierra de diatomea está íntimamente relacionado con su pureza. El color blanco niveo indica que es pura.

Las propiedades físicas de las tierras de diatomea que se analizan y comparan son: aspecto microscópico; color; nivel de porosidad; volumen; capacidad de adsorción.

Las formas que tiene la tierra de diatomea es un indicativo de su origen, que puede ser de agua dulce o marino.

Las distintas formas y figuras que pueden presentar son poligonales, discoidales, elípticas, ovoidales, rueda, agujas, cilindros y otras.

También se pueden encontrar tierras de diatomeas de ambos orígenes, pero por lo general sólo pertenecen a uno de ellos.

Se ha establecido que las formas de aguja son características del origen de agua dulce asociadas a rocas volcánicas que le proporciona el sílice que contienen y las formas de disco o ruedas son de origen marino, además alcanzan el máximo desarrollo en aguas frías pero pueden vivir en medios con temperaturas variables.

Estas variedades en forma y figura muestran las propiedades características junto con el tamaño de la partícula. Estas propiedades son muy importantes cuando se usa la tierra de

diatomea como agente filtrante, se establece en general que su longitud oscila entre 0,09 y 0,15 mm y su ancho entre 0,0015 y 0,0045 mm.

La porosidad en la tierra de diatomea está dada por los microscópicos huecos llenos de aire que le confiere ligereza lo cual es una base fundamental de sus aplicaciones como medio filtrante. Esto explica la diferencia tan notable entre la densidad real y aparente, que permite calcular el volumen de los poros.

2. MATERIALES Y METODOS

Para este trabajo se utilizaron tres tipos de tierra de diatomea, una sin calcinar con una pureza del 97% proveniente de la Provincia de Catamarca y comercializada por la empresa Fértil Agro de San Miguel de Tucumán, la otra calcinada con fundente y sin fundente, y la última previamente usada en proceso de filtración de cerveza.

Los instrumentos y materiales utilizados fueron: Balanza analítica, pHmetro, conductímetro, Microscopio óptico, Lupa, Estufa de secado, Mufla, Centrifuga, Computadoras e impresoras, Material de vidrio, probeta de 500 ml, embudos de porcelana con filtro propio, papel de filtro marca Munktell 00H de 12,5 cm.

El método utilizado para determinar los aspectos microscópicos de la tierra de diatomea es por medio del microscopio, para observar la forma y medir el tamaño de las partículas. Para ello, se prepararon en portaobjetos las muestras denominadas: muestra n° 1 que se corresponde con el tipo Super-Cel; muestra n°2 que se corresponde con la del tipo estándar sin calcinar; muestra n°3 del tipo Hyflo-Super Cel y la muestra n°4 que ha sido usada en el proceso de filtración.

Para determinar la capacidad de adsorción de la tierra de diatomea se utilizaron 10 ml de solución al 1 % de azul de metileno *Basf* con 2 g de tierra de diatomea y se dejaron durante cinco días agitando periódicamente. Transcurrido ese tiempo se filtró y se determinó en el filtrado el contenido de azul de metileno [3].

La porosidad se conforma de dos valores: el volumen de los diminutos huecos formados por los caparazones de las diatomeas individuales y el volumen existente entre dichos caparazones originado por la aglomeración de los mismos.

Para determinar la materia orgánica, el método consiste en comparar el color que toma una disolución de hidróxido sódico al 3 % cuando se agita con tierra de diatomea; según el contenido en impurezas orgánicas el color varía desde el amarillo claro hasta el pardo oscuro, siendo la intensidad del color proporcional a su contenido. Se agitaron 0,5 g. de tierra de diatomea con 15 ml de hidróxido sódico al 3 % y se dejaron reposar durante 24 horas agitándose periódicamente. Luego, se filtró y del color obtenido de la disolución se dedujo el contenido en materia orgánica por comparación con muestras testigos.

3. RESULTADOS

3.1 Aspectos microscópicos

3.1.1 Muestra n° 1

Se corresponde con la tierra de diatomea calcinada del tipo Super Cel. Tiene la forma circular o de disco, lo que indica que su origen es marino. El tamaño de las partículas se ubica entre los 0,006 a 0,008 mm de diámetro.

3.1.2 Muestra n° 2

Al observar la tierra de diatomea estándar sin calcinar, tienen forma esférica, cilíndrica, plana y rectangular lo que indica que su origen es marino. El tamaño varía entre los 0,002 a 0,010 mm de diámetro.

3.1.3 Muestra n° 3

Al observar la tierra de diatomea calcinada con fundente del tipo Hyflo – Super Cel tiene forma circular o de disco lo que indica que su origen es marino. Donde el tamaño es de 0,010 mm.

3.1.4 Muestra n° 4

Al observar la tierra de diatomea usada en el proceso de filtración para cerveza, tiene formas circular y del mismo diámetro que la muestra n°1 y color más oscuro debido al adquirido por el material filtrado.

3.2 Color

- Muestra n°1: color rosa.
- Muestra n° 2: color gris claro.
- Muestra n° 3: color blanco.
- Muestra n° 4: color gris oscuro.

3.3 Adsorción

Se creía que la tierra de diatomea era un medio adsorbente de importancia. Sin embargo, se sabe que la capacidad de adsorción de la tierra de diatomea es muy pequeña en comparación con el carbón activo y similares que son adsorbentes típicos.

En la tabla 1 se dan las cifras para la adsorción del yodo y azul de metileno sobre el carbón activo y la tierra de diatomea [2].

Adsorbente	Azul de metileno absorbido en %	Iodo absorbido en %
Tierra de diatomea	6	2
Carbón de tilo	56	40
Carbón de hava.	56	41,0
Carbón de huesos	100	44,0
Carbón animal	100	-

Tabla 1. Porcentaje de absorción

3.4 Porosidad

En la Tabla 2, se expresan datos de porosidad de las diatomeas individuales y el volumen existente entre dichos caparazones originado por la aglomeración de los mismos, de las muestras n°1 y n°3 [1]

Tierra de diatomea	Porosidad %	N° de muestra
Hyflo Cel	84,13	3
Super Cel	81,85	1

Tabla 2. Valor de porosidad de las muestras

3.5 Materia orgánica

Se muestran en la tabla 3 los resultados de materia orgánica de las muestras de tierra de diatomea.

Muestras	Materia Orgánica %
Muestra 1	3 al 8 %
Muestra 2	8 al 10 %
Muestra 3	0 %

Tabla 3. Porcentaje de Materia Orgánica

4. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, se observa:

- Que las tierras de diatomeas analizadas en este trabajo son de origen marino.
- En las muestras n° 1, 2, 3 y 4 se tiene que, según el tamaño de sus partículas van a producir un alto grado de clarificación en el proceso de filtrado.
- La muestra 3 no tiene carga orgánica, por lo tanto, es el tipo de tierra de diatomea considerada más apropiada para usar en los procesos de filtración.
- Como en la filtración sólo interesa separar las partículas suspendidas en el líquido, sin influir en su composición ni contaminarla, es un aspecto beneficioso que la adsorción por tierra de diatomea sea de tan escaso valor. Además, disminuye aún más al aumentar su pureza.
- La muestra 3 tiene el mayor porcentaje de porosidad, por lo cual se concluye que es más liviana, más permeable, es decir, se puede utilizar como medio filtrante.
- Se concluye que la muestra n°3, al ser de color blanco, lo que indica la ausencia de materia orgánica y poseer el mayor valor en porcentaje de porosidad, es la más apta para el proceso de filtración

REFERENCIAS

- [1] Cañavate, J. H. Kieselgur, *Método de Ensayo*. Universidad de Murcia
 [2] Z. angew. Chem, 38, 568 (1925); *Pharm. Zeitung.*: 71, 374 (1925). CITA
 [3] PELET y GABOTI, *Bl. Soc. vaudoise Sciennes nat.*, 1, 431 (1907); KBCZIL CITA

INFLUENCIA DEL PH EN LA OXIDACIÓN QUÍMICA DE BTEX Y MTBE MEDIANTE FERRATO.

Pepino Minetti, Roberto C.; Pagnan, Mariángeles; Zanel, Pamela L.; Macaño, Héctor R. y Javier Britch.

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

Palabras clave: oxidación química, ferrato, BTEX y MtBE, agua subterránea, Reunión PRODECA.

Resumen *La oxidación química in situ (ISCO, por su acrónimo en inglés) involucra la inyección en el subsuelo de compuestos químicos capaces de degradar los contaminantes presentes en la zona vadosa y en el agua subterránea. Ante un derrame de hidrocarburos en la zona saturada, los BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos) y el MtBE (Metilerc-butyl éter) serán los compuestos que mayor migración presentarán debido a sus propiedades químicas como ser la elevada solubilidad y bajos coeficientes de partición suelo-agua. Varios compuestos, tales como permanganato de potasio, peróxido de hidrógeno, entre otros, han sido utilizados como oxidantes habiéndose determinado en cada caso una fuerte influencia del pH en las correspondientes estabilidades y potenciales de reducción. En este trabajo se presenta un estudio del comportamiento a distintos rangos de pH de un nuevo oxidante, el ferrato de potasio (K_2FeO_4), y su influencia en la degradación de BTEX y MtBE en agua a temperatura ambiente. Para llevar a cabo este estudio, soluciones de BTEX y MtBE fueron preparadas en buffers de fosfato en agua destilada en una relación (FeO_4^{2-})/(BTEX+MtBE) de 100:1. Los rangos de pH seleccionados fueron: 5,8; 7; 8; 9,2; 10 y 11. Cada una de las soluciones fue analizada a diferentes tiempos mediante headspace y cromatografía gaseosa con detector de fotoionización. Los resultados obtenidos muestran un mayor grado de degradación a pH 7 para el Benceno y Tolueno, pH 9 para el Etilbenceno y los Xilenos, mientras que el MtBE se mostró recalcitrante a la degradación.*

1. INTRODUCCIÓN

Ante eventos de contaminación, la remediación de acuíferos siempre se ha presentado como un proceso dificultoso, oneroso y lento. Además, en las poblaciones que se encuentran alejadas de importantes cursos de agua superficial o lagos, el agua subterránea constituye la única fuente de provisión de agua potable [1]. A su vez, la Agencia de Protección Ambiental

de Estados Unidos (US-EPA) estima que el 35 % de los tanques de almacenamiento subterráneos de combustibles para motores poseen pérdidas, lo cual corresponde a 2 millones de tanques, de los cuales el 40 % ha resultado en la contaminación del agua subterránea [2].

En aquellos sitios contaminados debido a pérdidas o derrames de hidrocarburos como ser nafta o gas oil es común encontrar que los compuestos con mayor migración en el medio insaturado e incluso que llegan a impactar la napa adyacente son los compuestos orgánicos monoaromáticos. Esto se debe a que estos compuestos químicos poseen una baja capacidad de adsorción en el suelo y una elevada solubilidad en agua comparada con los compuestos alifáticos que constituyen la mayoría de un corte comercial de hidrocarburo. Dentro de estos compuestos aromáticos se destaca una familia de gran importancia ambiental, los BTEX, que es un acrónimo de benceno, tolueno, etilbenceno y todos los isómeros del xileno (orto, para y meta). Los BTEX han atraído mucha atención en los últimos años puesto que constituyen una de las amenazas más comunes y serias a los reservorios de agua subterránea como así también a los ambientes confinados que se encuentran en sitios contaminados con hidrocarburos [3]. De ellos, el más importante es el benceno debido que es altamente móvil en el suelo y el agua subterránea debido a su bajo K_{oc} y alta solubilidad respectivamente, y ha sido clasificado como carcinógeno por la US-EPA [4] y por Agencia Internacional para la Investigación sobre Cáncer (IARC) [5].

Otro compuesto orgánico que posee aún mayor solubilidad en agua que los BTEX y que además es muy persistente en el medio ambiente es el MetilTerc-ButilEter (MtBE) [6], al cual se lo utiliza desde principios de la década del 90 como un mejorador octánico de naftas en reemplazo del Tetraetilo de plomo. Bajo condiciones normales del acuífero, el MtBE es generalmente resistente a la biodegradación, aunque algunas bacterias pueden adaptarse para su degradación; por lo tanto es necesaria la aplicación de tecnologías de remediación activas si se quiere disminuir su concentración hasta niveles aceptables de riesgo a la salud de las personas [7]. La US-EPA ha clasificado al MtBE como un potencial carcinógeno para humanos expuestos a altas concentraciones [8] aunque en la actualidad ha quitado dicha clasificación y lo presenta como “actualmente en estudio”, mientras que el IARC lo considera como no clasificable como carcinógeno para humanos [9].

Los BTEX están considerados en los estándares de calidad de agua en Argentina a través de la Ley Nac. 24051, Decreto Reglamentario 831/93, Tabla 1: Niveles guía de calidad de agua como fuente de bebida [10], la cual establece los siguientes niveles guía: Benceno ($10 \mu\text{g L}^{-1}$), Tolueno ($1000 \mu\text{g L}^{-1}$), Etilbenceno ($700 \mu\text{g L}^{-1}$) y Xilenos totales ($10000 \mu\text{g L}^{-1}$). En 1997, la US-EPA estableció para el MtBE, en base a criterios de olor y sabor en agua de bebida, que concentraciones en el rango de 20 a $40 \mu\text{g L}^{-1}$ o menores, probablemente no causen olores y sabores desagradables reconociendo que la sensibilidad de las personas puede variar [11].

Inicialmente la mayoría de los mecanismos de remediación de agua subterránea con contaminantes orgánicos se basaban en la aplicación de la tecnología de Bombeo y Tratamiento (P&T, por sus siglas en inglés); ésta consiste en tratar en superficie el agua subterránea contaminada extraída del medio saturado impactado. Por lo general, se utiliza carbón activado como sistema de tratamiento, en donde se adsorben los compuestos orgánicos [12]. Este sistema tiene la desventaja de poseer altos costos de operación debido al consumo de energía necesario para el bombeo continuo por largos períodos de tiempo, la presencia

constante de personal calificado para el control del sistema y la generación de residuos peligrosos (carbón activado saturado con compuestos orgánicos). Como todo sistema de tratamiento on site o activo genera además los trastornos asociados a la extracción del medio a tratar a la superficie [13].

Estudios realizados por la US-EPA demostraron que las tecnologías de P&T comúnmente utilizadas para el tratamiento de agua subterránea contaminada, raramente restauran dicho medio a las condiciones de línea base [14]. Además, pocos sitios en EE.UU han sido remediados hasta niveles regulatorios utilizando P&T, por lo tanto, la efectividad de esta tecnología está siendo cuestionada [15].

En los últimos 10 años, las tecnologías desarrolladas in situ han ganado popularidad debido a su mayor eficiencia comparada con los sistemas de P&T [16]. La oxidación química in situ (ISCO, por sus siglas en inglés), es una de las tecnologías emergentes con mejor relación costo-efectividad para la remediación de suelos y agua subterránea contaminadas. ISCO consiste en la introducción de compuestos químicos en el subsuelo con el objetivo de destruir los contaminantes de la zona vadosa del suelo y la zona saturada y por lo tanto reducir el riesgo potencial para la salud de las personas y el medio ambiente. Los oxidantes químicos que están siendo actualmente utilizados son: peróxido de hidrógeno (H_2O_2), permanganato de sodio o potasio ($NaMnO_4$ o $KMnO_4$), persulfato de sodio (NaS_2O_8) y el ozono (O_3) [17].

El objetivo de este trabajo es investigar la aplicación del anión ferrato como oxidante químico para la degradación de BTEX y MtBE en solución acuosa a distintas condiciones de pH. El oxianión Ferrato está formado por Hierro en estado de oxidación +6 (FeVI) y su fórmula molecular es FeO_4^{-2} . El Hierro puede encontrarse en ambientes naturales como Hierro metálico (Fe0), ferroso (Fe(II)) y férrico (Fe(III)); sin embargo sales de hierro con estados de oxidación en el rango +4 a +8 han sido sintetizadas en laboratorio. Existen tres mecanismos principales para la síntesis de sales de ferrato en laboratorio: (i) síntesis térmica seca, (ii) síntesis electroquímica, y (iii) síntesis química húmeda [18]. En todos los casos se produce la oxidación de hierro metálico o una sal del mismo utilizando un enérgico agente oxidante. En el caso de la vía electroquímica y húmeda se utilizaron soluciones fuertemente alcalinas como medio de reacción debido que favorecen la precipitación de la sal de ferrato.

La utilización de FeO_4^{-2} como agente oxidante se plantea como interesante debido a su elevado poder de oxidación y porque no generaría residuos peligrosos tras su descomposición. El potencial estándar de la cupla Fe(VI)/Fe(III) varía de manera considerable desde pH ácido a básico [19]:

(1)

(2)

Sin embargo, el FeO_4^{-2} es inestable a pH ácido o levemente alcalino debido a su capacidad de oxidar al agua de acuerdo a la siguiente reacción [19]:

En 1951, Schreyer et al. [20] reportaron que la concentración inicial de ferrato de potasio en solución acuosa ejerce un marcado efecto sobre la descomposición del mismo al observar que las soluciones más diluidas son más estables. También establecieron que la adición de KCl, KNO_3 , NaCl y FeOOH , actuando como impurezas en solución, aceleran la descomposición inicial, pero tienen un efecto estabilizante a cantidades pequeñas del ion ferrato en solución. Por su parte, Wagner et al. [21] confirmaron que las soluciones más diluidas de ferrato son más estables y observaron además que la disminución de la temperatura y el aumento de la alcalinidad favorecen la estabilidad del ferrato de potasio en solución acuosa mientras que no observaron efectos marcados debido a la exposición de la luz.

Por otro lado, el FeO_4^{2-} en solución posee un espectro UV/VIS característico con un máximo en la región del visible de 505 nm y dos mínimos a 390 nm y 675 nm, siendo la absorptividad molar a 505 nm de $(1070 \pm 30) \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ [22].

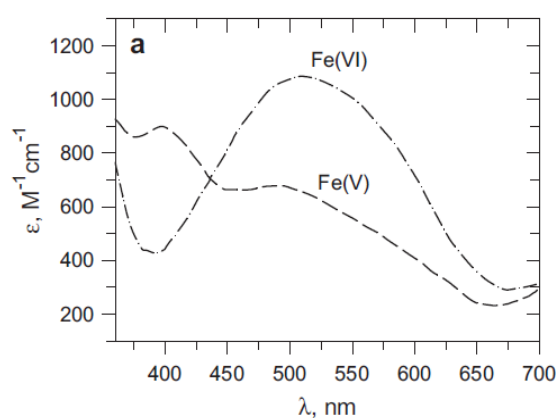


Figura 1: Espectro visible de absorción del ferrato (Adaptado de [23])

Este comportamiento del FeO_4^{2-} puede ser aprovechado en ISCO al poder inspeccionar visualmente la presencia del oxidante en los pozos de monitoreo de agua subterránea.

El diagrama de Pourbaix presentado en la figura 2 muestra la variación del Potencial Redox con el pH para cada una de las especies de Fe en sus diferentes estados de oxidación [24]:

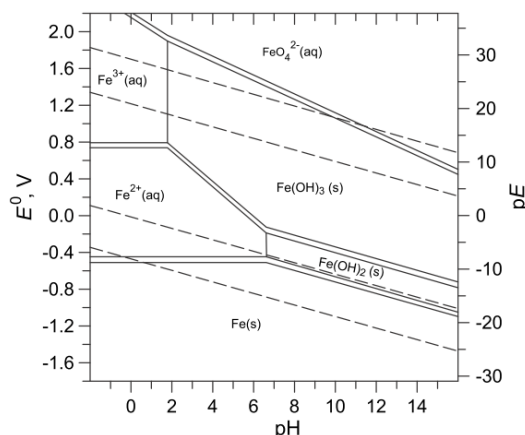


Figura 2: Diagrama de Pourbaix para una solución 1 M de Fe (Adaptado de [24])

2. ETAPA EXPERIMENTAL

2.1. Materiales

Para este ensayo se utilizó ferrato de potasio sólido marca Aldrich (mínimo 90%). El benceno (mín. 99 %) y tolueno (mín. 99,5 %) fueron adquiridos a Cicarelli, el etilbenceno (mín. 99 %) de Fluke, los m,p,o-xilenos (mín. 97 %) de Chem-Lab y el MtBE (mín. 99 %) de Tedia. Para la preparación de las seis soluciones buffers se utilizó fosfato dibásico de sodio (pH: 7, 8, 9, 10 y 11) y fosfato monobásico de potasio (pH 5,8) de Cicarelli y agua destilada en el laboratorio.

2.2. Método experimental y de análisis

Se utilizaron buffers de fosfato en agua destilada a pH 5,8; 7; 8; 9,2; 10 y 11. El pH inicial y final de los buffers fue analizado con un pHmetro marca ThermoOrion modelo Orion 4 Star. Las soluciones de trabajo, con una concentración inicial de 0,011 mM de MtBE y BTEX en los diferentes buffers, fueron preparadas en frascos de 300 ml de color ámbar, libres de cámaras de aire y se agitaron durante 24 horas para asegurar la disolución de los compuestos orgánicos. Se ensayó una relación 100:1 de $(\text{FeO}_4^{2-})/(\text{BTEX}+\text{MtBE})$. Debido que el ferrato al descomponerse libera oxígeno de acuerdo a la ecuación (3), se decidió utilizar recipientes de volúmenes variables para llevar adelante los ensayos de manera tal de evitar que la presión generada dañe los recipientes y se pueda evacuar rápida y fácilmente el headspace dentro de dichos reactores. Para ello se utilizaron jeringas de vidrio de 50 ml con válvulas de 3 vías para permitir el ingreso de los reactivos, la liberación de los gases producidos durante las diferentes reacciones y la toma de muestra a diferentes tiempos para su posterior análisis. Todos los ensayos se realizaron a temperatura ambiente y protegidos de la luz solar.

Para la cuantificación de MtBE y BTEX en agua se utilizó headspace (HS) como técnica de preparación de muestra según método 3810 perteneciente al compendio SW-846 de la US-EPA [25] y posterior análisis de 100 μl de fase gaseosa en un cromatógrafo gaseoso con detector de fotoionización (GC-PID). Para HS se emplearon frascos crimpados de 10 ml y un

horno isotérmico con controlador automático de temperatura. El cromatógrafo utilizado fue un GC-PID marca PE Photovac modelo Voyager con columna capilar Supelcowax 10TM de 20 m longitud y 0,32 mm de diámetro interior, horno isotérmico a 60 °C, 25 minutos de duración de la corrida cromatográfica y nitrógeno como gas portador.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La influencia del pH en la oxidación química de MtBE y BTEX en solución acuosa por ferrato ha sido estudiada. Sharma [18] determinó la especiación del FeO_4^{2-} de acuerdo a la variación del pH considerando los valores de pKa, dichos resultados se presentan en la figura a continuación:

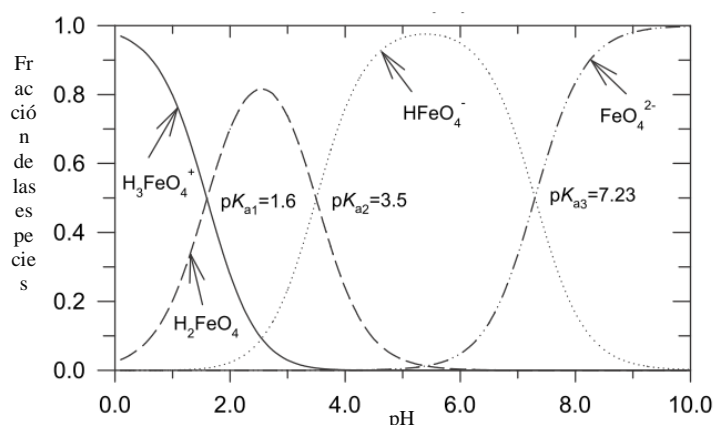


Figura 3: Especiación del Ferrato (reproducido de Sharma et al)

Como se puede observar, el ferrato posee cuatro especies que van desde la especie no protonada, monoprotanada, diprotonada y triprotonada, siendo la especie no protonada (FeO_4^{2-}) la dominante a pH alcalinos y a pH levemente ácidos predomina la especie monoprotanada (HFeO_4^-).

Los pH finales de cada una de las soluciones demuestran una buena capacidad buffer de cada una de las soluciones ensayadas.

	pH inicial	pH final (40 días)
Solución buffer pH 5.8 blanco	5.80	5.77
Solución buffer pH 5.8 con ferrato	5.80	5.87
Solución buffer pH 7 blanco	7.00	6.98
Solución buffer pH 7 con ferrato	7.00	7.03
Solución buffer pH 8 blanco	8.00	8.00
Solución buffer pH 8 con ferrato	8.00	8.16
Solución buffer pH 9 blanco	9.00	9.01
Solución buffer pH 9 con ferrato	9.00	9.46
Solución buffer pH 10 blanco	10.00	9.90
Solución buffer pH 10 con ferrato	10.00	10.55
Solución buffer pH 11 blanco	11.00	11.24
Solución buffer pH 11 con ferrato	11.00	11.34

Tabla 1: Especiación del Ferrato

Las relaciones entre las concentraciones de BTEX y MtBE y la concentración inicial de los mismos (C/C_0), para una relación molar (FeO_4^{-2})/ (BTEX+MtBE) de 100:1 en función del tiempo de muestreo, se presentan en las figuras a continuación.

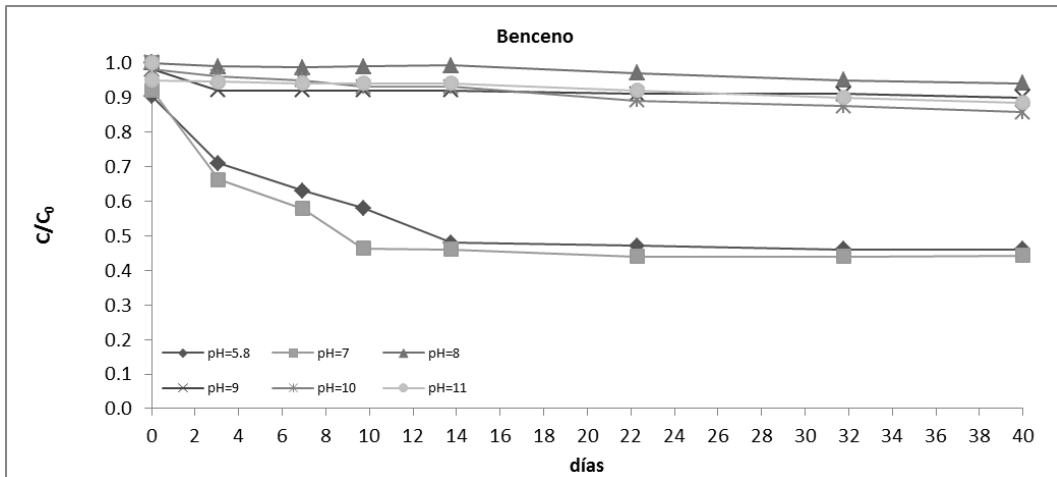


Figura 4: Degradación de Benceno (0.011M) con (FeO_4^{-2})/ (BTEX+MtBE) de 100:1

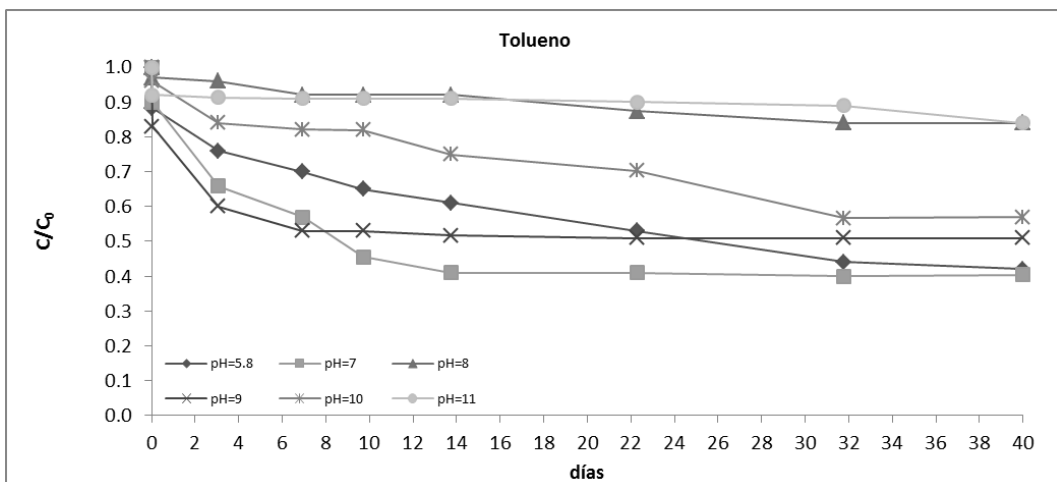


Figura 5: Degradación de Tolueno (0.011M) con (FeO_4^{-2})/ (BTEX+MtBE) de 100:1

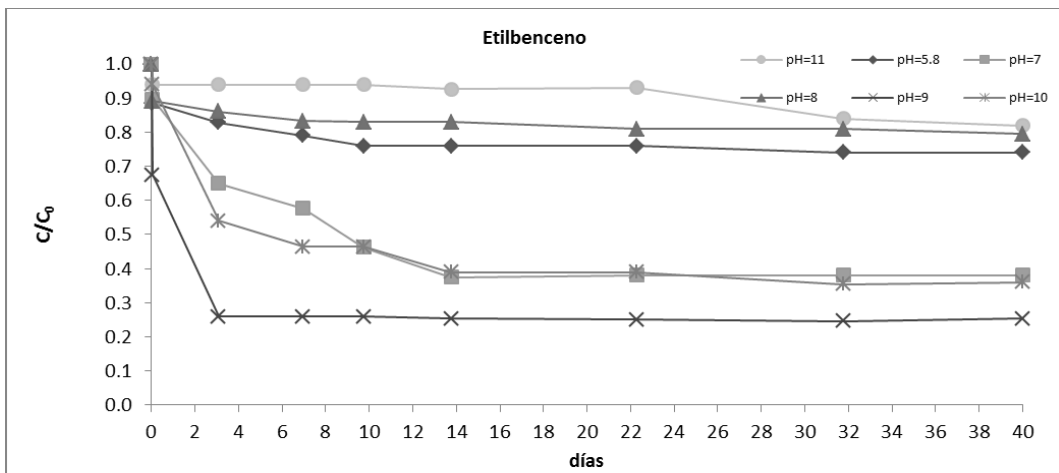


Figura 6: Degradación de Etilbenceno (0.011M) con (FeO_4^{2-}) / (BTEX+MtBE) de 100:1

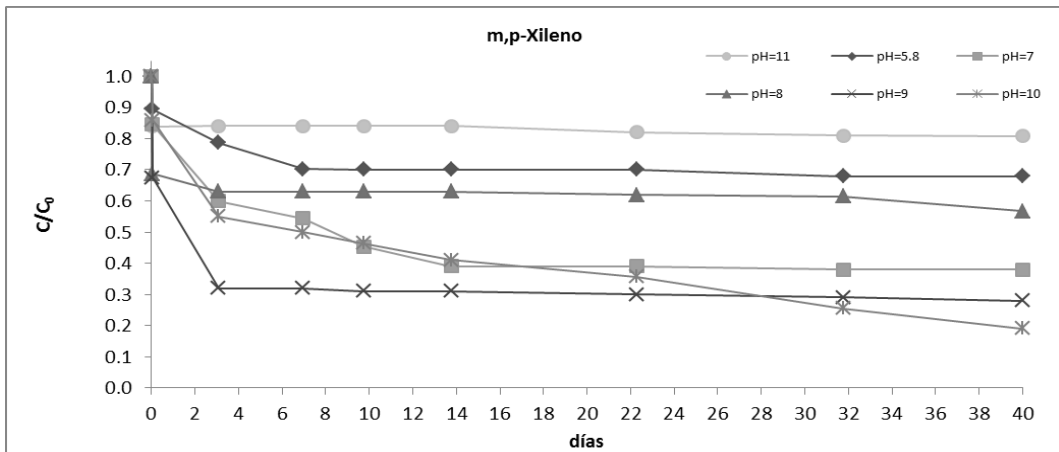


Figura 7: Degradación de m,p-Xileno (0.011M) con (FeO_4^{2-}) / (BTEX+MtBE) de 100:1

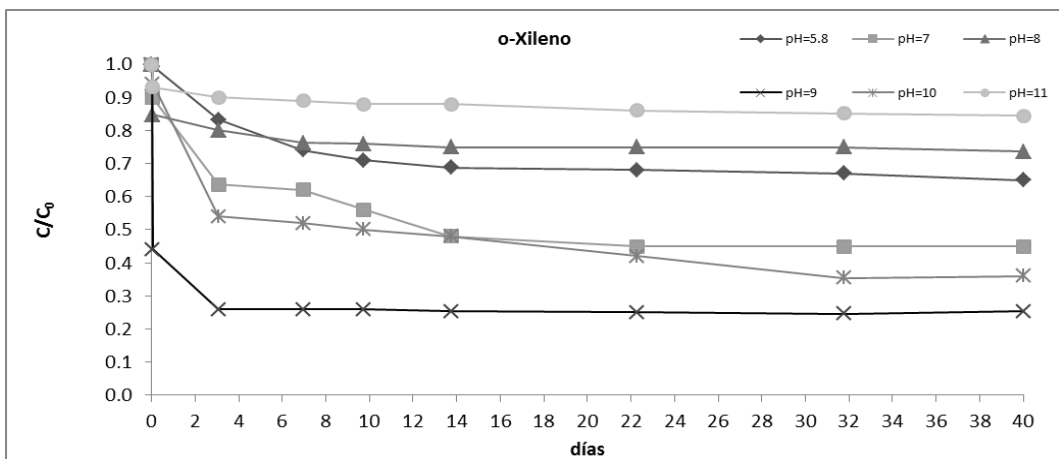


Figura 8: Degradación de o-Xileno (0.011M) con (FeO_4^{2-}) / (BTEX+MtBE) de 100:1

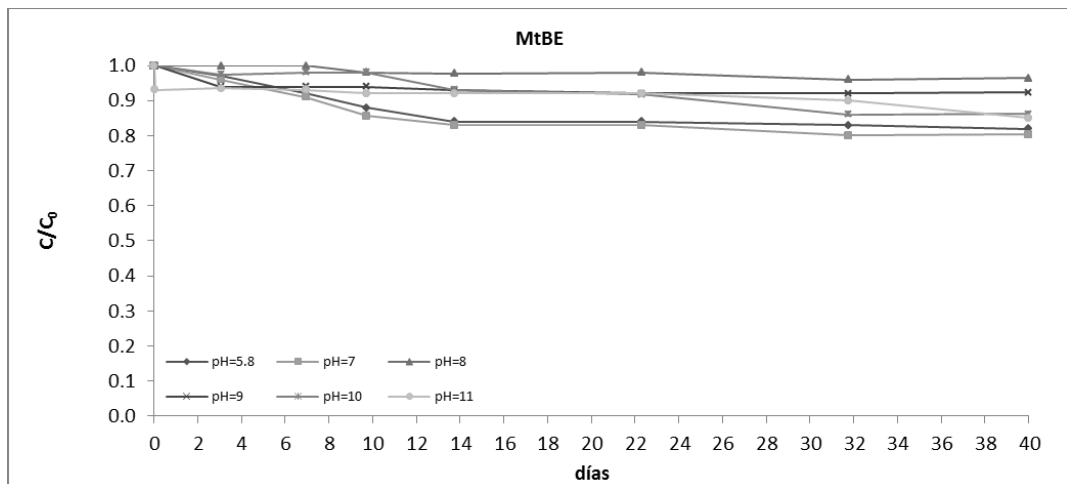


Figura 9: Degradación de MtBE (0.011M) con $(\text{FeO}_4^{2-})/(\text{BTEX}+\text{MtBE})$ de 100:1

Los resultados experimentales muestran que la mayor velocidad de degradación para el Benceno se logra a pH neutro o levemente ácido con una remoción de aproximadamente el 50 %, al igual que el patrón de degradación del Tolueno; sin embargo en este último comienzan a ser importantes las degradaciones producidas a pH levemente alcalinos. En el caso del Etilbenceno y los Xilenos, el patrón obtenido fue similar observándose una remoción de más del 70 % a pH 9. En general se observa que a pH neutro o ácidos las curvas de degradación se estabilizan luego de 15 días.

Por otro lado, el MtBE se mostró recalcitrante a la degradación por ferrato en todos los rangos de pH, lo cual indicaría que el ferrato es un agente oxidante selectivo.

Como conclusión, si bien el anillo aromático es reconocido por su elevada estabilidad, el ferrato ha mostrado ser un oxidante con una capacidad de degradación aceptable a pH neutro o levemente ácido lo cual indica que la especie HFeO_4^- posee un elevado potencial de oxidación. A su vez, se observa que a medida que el anillo aromático se comienza a desestabilizar debido a la adición de uno o más grupos metilos o etilo, esta tendencia se revierte y las mayores velocidades de degradación para estos compuestos sustituidos se obtienen a pH levemente alcalinos (pH 9) en donde predomina la especie no protonada del ferrato.

Estos resultados preliminares, por su eficacia medida en laboratorio y tiempos de reacción, son alentadores con vista a la utilización del ferrato como agente de tratamiento de aguas subterráneas impactadas con BTEX y MtBE.

5. REFERENCIAS

- [1] Obras Sanitarias de la Nación – Ministerio de Obras Públicas, “El problema del agua potable en el interior del país”, Obras Sanitarias de la Nación, 1942.
- [2] M. H. Pawlowski, “Analytical and Field Test Methods for Measuring BTEX Metabolite Occurrence and Transport in Groundwater”, Department of Chemistry, Oregon State University, Corvallis, OR (1998).
- [3] M. Farhadian, C. Vachelard, D. Duchez, C. Larroche, “In situ bioremediation of monoaromatic pollutants in groundwater: A review”, *Bioresource Technology* 99 (2008) 5296–5308.
- [4] United States Environmental Protection Agency (US-EPA), Integrated Risk Information System (IRIS), Summaries for Benzene (1988).
- [5] World Health Organization, International Agency for Research on Cancer (IARC), “Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans”, Supplement 7, pag. 120 (1987).
- [6] Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), “Overview of Groundwater Remediation Technologies for MtBE and TBA”, ITRC - MtBE and Other Fuel Oxygenates Team, 2005.
- [7] L. C. Davis, L. E. Erickson, "A review of bioremediation and natural attenuation of MtBE", *Environmental Progress* 23, 243-252, 2004.
- [8] United States Environmental Protection Agency, Office of Water, <http://www.epa.gov/MtBE/water.htm>.
- [9] IARC (1999) Some chemicals that cause tumours of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 339–383 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 73).
- [10] Ley Nacional N° 24051: "Residuos Peligrosos" - Decreto Reglamentario N° 831/93.
- [11] United States Environmental Protection Agency (US-EPA), “Drinking Water Advisory: Consumer Acceptability Advice and Health Effects Analysis on Methyl Tertiary-Butyl Ether (MtBE)”, EPA-822-F-97-009, EPA Office of Water (1997).
- [12] A. Gavaskar, N. Gupta, B. Sass, R. Janosy, J. Hicks, “Final Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation”, Batelle (2000).
- [13] F. Khan, T. Husain, R. Hejazi, “An overview and analysis of site remediation technologies”, *Journal of Environmental Management*, Vol. 71 (2004) 95-122.
- [13] United States Environmental Protection Agency (US-EPA), “Evaluation of Groundwater Extraction Remedies: Phase II, vol. I, Summary Report”, Publication 9355.4-05, EPA Office of Emergency and Remedial Responses, Washington, DC (1992).
- [15] National Academy of Sciences, “Alternatives for ground water cleanup”. Report of the National Academy of Sciences Committee on Ground Water Cleanup Alternatives (1994).
- [16] United States Environmental Protection Agency (US-EPA). Treatment technologies for site cleanup - Annual status report (12th edition). EPA-542-R-07-012, 2007.

- [17] R.L. Siegrist, M. Crimi, T. J. Simpkin, "In situ chemical oxidation for groundwater remediation", Springer, 2011.
- [18] V. K. Sharma, "Oxidation of inorganic contaminants by ferrates (VI, V and IV) -kinetics and mechanism: A review", *J. of Env. Management* 92, 1051-1073, 2011.
- [19] R. H. Wood, "The heat, free energy, and entropy of the ferrate(VI) ion ", *J. Am. Chem. Soc.* 80, 2038–2041, 1958.
- [20] J. M. Schreyer, L.T. Ockerman, "Stability of Ferrate(VI) Ion in Aqueous Solution", *Anal. Chem.* 23, 1312–1314, 1951.
- [21] W. F. Wagner, J. R. Gump, E. N. Hart, "Factors Affecting Stability of Aqueous Potassium Ferrate(VI) Solutions", *Anal. Chem.* 24, 1497–1498, 1952.
- [22] S. Licht, X. Yu, "Recent Advances in Fe(VI) Synthesis", *Ferrates*, Chapter 1, 2-51, ACS Symposium Series, Volume 985, 2008.
- [23] B. H. J. Bielski, M. J. Thomas, "Studies of hypervalent iron in aqueous solutions. 1. Radiation-induced reduction of iron(VI) to iron(V) by CO₂-", *J. Am. Chem. Soc.*, 109, 7761–7764, 1987.
- [24] G. Wulfsberg, "Inorganic Chemistry", University Science Books, 2000.
- [25] United States Environmental Protection Agency (US-EPA), SW-846 Compendium, Method 3810 "Headspace".

DEPURACIÓN DE CROMATO Y VANADATO DE AGUAS CONTAMINADAS EMPLEANDO COLUMNAS RELLENAS CON POLÍMEROS NATURALES DERIVADOS DE LA INDUSTRIA PESQUERA

González, Juan Carlos; Failo, Paula; Gulisano, Matías; Nannini, Julián
y Sala, Luis Federico

Area química general. Dpto. Química-Física.
Facultad de Ciencias Bioquímicas y Farmacéuticas.

UNR-IQUIR-CONICET

e-mail: gonzalez@iquir-conicet.gov.ar

e-mail: mngulisano@gmail.com

e-mail: sala@iquir-conicet.gov.ar

Resumen. *Los contaminantes en efluentes de origen industrial deben ser eliminados antes de su vertido en ríos o lagunas. La industria del acero genera cromato (CrO_4^{2-}) y vanadato (VO_3^-) superando los límites permitidos. Estas especies son oxoaniones tóxicos y carcinogénicos por lo que sus niveles en agua deben ser controlados rigurosamente. La remediación por sorción en columnas resulta un método prometedor teniendo en cuenta los resultados preliminares obtenidos. Como biomasa para la eliminación de ambos contaminantes se utilizó Quitosano. Este polímero se encuentra en crustáceos y moluscos. Químicamente es un polímero de la unidad D-glucosamina. Es barato, abundante y biodegradable. Posee una característica que lo diferencia de otros biomateriales: si las condiciones experimentales (pH, altura de relleno, flujo, etc) son controladas adecuadamente, los contaminantes son retenidos sin que ocurra reacción redox. Así no se liberan al medio los estados reducidos de los contaminantes (Cr^{III} , V^{IV}). Los resultados indican que la capacidad de retención del Quitosano es de 77-120 mg del contaminante por gramo de polímero. Los datos experimentales fueron ajustados con modelos apropiados. La alta capacidad de retención del contaminante varía con las condiciones experimentales y actualmente se encuentra en proceso de optimización.*

Palabras clave: columna, quitosano, cromo, vanadio, biosorción.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Características principales del cromo y vanadio

El cromo (Cr) es un elemento químico de número atómico 24 que se encuentra en el grupo 6 de la tabla periódica. Es el vigésimo primer elemento en abundancia de la corteza terrestre, con una concentración promedio de 100 mg/kg. Es un metal de transición duro y muy resistente a la corrosión. El Cr^{III} es la forma natural más estable mientras que el Cr^{VI} y el Cr^0 son producidos principalmente mediante procesos industriales

Es su estado de oxidación +3, es la especie más común en la naturaleza. A $\text{pH} > 6$ precipita

como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (s) y por esta razón se lo clasifica como “inmóvil”, mientras que a $\text{pH} < 5$ se encuentra como acuo-complejo, $[\text{Cr}(\text{OH}_2)_6]^{3+}$ (ac). Los compuestos orgánicos como los ácidos cítrico, oxálico, dietilentriaminopentaacético o fúlvico presentes en suelos y raíces hacen que el Cr^{III} permanezca como complejo soluble hasta $\text{pH} \approx 8$.¹

Los compuestos del cromo en su estado de oxidación +6, Cr^{VI} , son solubles y por tanto móviles en aguas subterráneas, además de ser especies de alta reactividad y toxicidad.^{2,3} A pH ácido y dependiendo de su concentración puede presentarse bajo la forma de oxoanión: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (dicromato), HCrO_4^- (cromato ácido) o como H_2CrO_4 (ácido crómico). A pH alcalino el Cr^{VI} existe bajo la forma del oxoanión CrO_4^{2-} (cromato).

Estos dos estados de oxidación son de fácil inter-conversión, dependiendo de las condiciones ambientales: aerobiosis o anaerobiosis, presencia de agentes reductores u oxidantes, pH y temperatura.

El Vanadio (V) un elemento de transición del grupo 5, de configuración electrónica fundamental de $[\text{Ar}] 3d^3 4s^2$ que pertenece al grupo de los metales pesados, es decir, de densidad mayor a 5 g mL^{-1} . Los estados de oxidación más comunes de este metal son +2, +3, +4 y +5.⁴ Generalmente pasa de un estado a otro por la transferencia de un electrón a través de procesos de óxido reducción. Solamente los estados más altos, V^{III} , V^{IV} y V^{V} , tienen funciones biológicas reconocidas.⁵ Los petróleos de América son los que contienen más vanadio. Los combustibles crudos contienen trazas detectables de vanadio (desde menos de 1 a 1600 mg de vanadio por kg de combustible) y las cenizas de la combustión del petróleo contienen más de un 80% de V_2O_5 .⁶ En el gas natural este metal se encuentra en pequeñas cantidades.⁵

1.2. Usos del cromo y vanadio

El Cr metálico posee un alto punto de fusión por lo que se usa principalmente en manufacturas de acero y otras aleaciones. El Cr^{III} se usa en la fabricación de ladrillos para altas temperaturas (refractarios) empleados en hornos industriales, en el curtido de pieles y en la fabricación de pigmentos.

Los compuestos de Cr^{VI} producidos por la industria química son utilizados para cromado, fabricación de pigmentos y colorantes, conservante de madera, tratamiento del agua utilizada en las torres de enfriamiento; en pequeñas cantidades, en lodos para lubricación de perforaciones y en máquinas de copiado con toner.⁷

El vanadio es usado en la industria metalúrgica en manufactura de aleaciones de alta resistencia y baja corrosión, en la preparación de vidrio, de pinturas de aplicación común, en colorantes para fotografía y cinematografía. En la industria agrícola se emplea en la elaboración de fungicidas e insecticidas y como micronutriente en fertilizantes, además en la producción de ácido sulfúrico y caucho sintético. Se utiliza en materiales de superconductividad y es importante en la industria de la energía atómica, en la construcción de maquinaria aérea y en tecnología espacial.⁵

Si bien se han sugerido numerosas funciones bioquímicas y fisiológicas, informadas exhaustivamente en la literatura científica, aún no se ha podido determinar el papel específico que cumple este elemento en los organismos vivos superiores.⁸

En la comunidad científica se ha generado cierta confusión respecto del rol biológico del vanadio y alternativamente se le han asignado características de elemento esencial o tóxico. Además, los niveles de esencialidad y toxicidad permanecen indefinidos, encontrándose contradicciones en la bibliografía. La importancia de este elemento como micro-nutriente aún no ha sido aceptada de manera inequívoca por los biólogos y los científicos biomédicos.

1.3. Contaminación por cromo y vanadio

Como consecuencia del aumento de las actividades industriales, la contaminación por cromo ha aumentado considerablemente.⁹ En presencia de materia orgánica, el Cr^{VI} presente en aguas y suelos es reducido a Cr^{III} ; sin embargo, las altas concentraciones del ion en estado hexavalente pueden sobrepasar esta capacidad de reducción.¹⁰ En Argentina se han informado, numerosos casos de contaminación por industrias que generan miles de toneladas de desechos potencialmente tóxicos debido a su elevado contenido en cromo. En la localidad de Las Toscas, Provincia de Santa Fe, se encuentra una de las curtiembres más grandes del país, Arlei S.A. Esta curtiembre posee una red de lagunas en las cuales se liberan los residuos líquidos que luego se descargan en el arroyo Las Toscas, un afluente del río Paraná. En el año 2000 se denunció un incremento de cáncer en la población de Las Toscas. Sus habitantes se encontraban expuestos a una contaminación tóxica según revela un estudio que el hospital Cullen realizó en la zona. Este análisis reveló que un alto porcentaje de la población tenía una importante concentración de cromo en la sangre.¹¹

Recientemente, la producción industrial de vanadio ha aumentado y es controlada por los monopolios de las industrias del acero y la minería. No obstante, el continuo requerimiento del vanadio ha expandido su mercado a países no tradicionales en la producción del metal, tales como Sudáfrica, China y Rusia. China será la mayor proveedora del elemento en el futuro cercano, compitiendo con Sudáfrica. Es muy probable que las aguas servidas provenientes de la actividad industrial contengan oxoaniones de vanadio, entre otros desechos. El tratamiento de grandes volúmenes de agua residual conteniendo bajas concentraciones de contaminantes es uno de los temas más acuciantes, debido a que las regulaciones de descarga de efluentes al ambiente son cada vez más exigentes para las industrias. En relación a la normativa nacional e internacional que regula los límites máximos permisibles de vanadio en agua, se encuentran algunas discrepancias en los niveles de mínimo riesgo (MRLs). La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (U.S Environmental Protection Agency, USEPA)¹² ha determinado que la concentración de vanadio en el agua potable no debe exceder los 50 ppb (50 μg de vanadio/L). Por otro lado, la Oficina de Evaluación de Riesgos Ambientales a la Salud (Office of Environmental Health Hazard Assessment, OEHHA) no está de acuerdo con el nivel de notificación propuesto, y recomienda que dicho nivel debe fijarse en 15 μg /L de vanadio.¹³ En particular, la normativa oficial propuesta en la Argentina por el Código Alimentario Argentino (CAA) para aguas de bebida, hasta la fecha, no indica una concentración máxima admisible para vanadio.

1.4. Remediación de aguas contaminadas

En función de lo expuesto, es importante destacar que se deben desarrollar metodologías de

remediación para eliminar estos contaminantes del agua servida, evitando así su incorporación al ambiente. El desarrollo de métodos de remediación de bajo impacto ambiental que permitan eliminar/recuperar los metales pesados es de crucial importancia.

Ciertamente, existen tecnologías físico-químicas desarrollados para la eliminación de metales pesados tales como: intercambio iónico, precipitación química, ósmosis reversa, procesos de separación empleando membranas selectivas, procesos de óxido-reducción, filtración, recuperación por evaporación y tratamientos electroquímicos.^{14,15} Algunos de estos métodos se desarrollaron y probaron en remediación de aguas contaminadas con buenos resultados en la eliminación de iones metálicos de transición. No obstante, presentan gastos operacionales muy elevados por los equipos y reactivos utilizados. Por otra parte resultaron ineficientes, cuando la concentración del metal contaminante es baja. En muchos casos, el producto final es un lodo con alta concentración de metales lo que dificulta su eliminación. Ciertamente, la razón por la cual el daño ambiental suele ser importante son los problemas de la disposición de los lodos residuales producidos como consecuencia del tratamiento efectuado.^{16,17} Adicionalmente, uno de los métodos más utilizados en nuestra zona, la ósmosis reversa, está teniendo serios problemas. La disposición de las **aguas de rechazo** generadas en grandes volúmenes por esta metodología está contaminando pozos y napas. Esta problemática está afectando seriamente las napas de distintas zonas de la provincia de Santa Fe.

En contraste, una alternativa factible para la eliminación de metales es el proceso de sorción pasiva (sin intervención metabólica alguna) ejercido por biomasa muerta, conocido como **biosorción**. Este proceso presenta una eficiencia alta, emplea sorbentes de bajo costo por lo cual es muy económico y no genera efectos nocivos sobre el ambiente. La biosorción ha demostrado^{18,19}:

(a) ser un método atractivo capaz de ser aplicado con efectividad a grandes superficies contaminadas, (b) poseer una sorción selectiva de iones metálicos pesados gracias a las características funcionales presentes en la biomasa, las cuales le confieren la capacidad de captar y concentrar metales pesados bajo determinadas condiciones, (c) ser un método económico y rápido, (d) tener capacidad de operar en un amplio rango de condiciones ambientales, (e) ser de naturaleza ecológica no agresiva.

Es importante señalar que los procesos de sorción son una alternativa potencialmente interesante para la detoxificación y recuperación de metales de alto valor comercial a partir de aguas de desecho a la hora de evaluar la relación costo-eficiencia y el bajo impacto ambiental que los caracteriza.

Si bien la depuración de aguas contaminadas utilizando experimentos discontinuos en lote puede llegar a ser de utilidad en pequeña escala, esta metodología no es óptima a nivel industrial por los grandes volúmenes de aguas contaminadas con los que se debe trabajar. Por esta razón es necesario investigar cuán efectiva es la biomasa seleccionada cuando se utiliza en columnas en operaciones continuas, con la finalidad de encontrar condiciones para el futuro diseño y desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial que permitan la remediación de grandes volúmenes de aguas contaminadas.²⁰

2.Objetivos:

2.1. Objetivo general:

Evaluar la posibilidad de emplear biomásas de bajo costo y accesibles como el quitosano para ser utilizados en procesos de biorremediación continuos.

2.2. Objetivos particulares:

Acondicionar adecuadamente la biomasa para su óptima utilización en biorremediación empleando columnas.

Adecuar técnicas analíticas para la determinación de la concentración de los contaminantes.

Estudiar el proceso de biosorción de cromo y vanadio mediante un proceso continuo, la remediación en columnas de lecho fijo.

Determinar las condiciones experimentales apropiadas para el futuro diseño y desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial, permitiendo la remediación de grandes volúmenes de aguas contaminadas con cromo.

Realizar procesos de sorción-desorción en columnas de lecho fijo para lograr la recuperación del contaminante y determinar la posible reutilización de la biomasa.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Biopolímeros: quitina y quitosano

Entre las moléculas poliméricas más abundantes en la naturaleza se halla la quitina, que es un componente de los exoesqueletos de los invertebrados y de las paredes celulares de algunos hongos y algas. La quitina presenta una tasa de reposición tan alta en la biosfera que, se estima, duplica a la de la celulosa.²¹

Los desechos de crustáceos producidos por la industria pesquera son la materia prima para la industrialización de la quitina. Las costas de la República Argentina son una de las principales fuentes de crustáceos de excelente calidad en el mundo. La industrialización y comercialización de langostinos y camarones es una importante fuente de recursos para nuestro país pero, a su vez, crea un enorme problema medio ambiental: los caparzones de los crustáceos, desechados por las fábricas tras la extracción de la parte comestible, se acumulan en enormes basurales que constituyen un serio residuo contaminante, representando un negativo impacto ambiental.²¹

El procedimiento para obtener la quitina consiste en aislarla de proteínas, minerales, generalmente calcáreos y pigmentos. Las etapas de este procedimiento se denominan procesos de desproteínización y desmineralización. El quitosano (Figura 1), principal derivado de la quitina, se obtiene industrialmente mediante un tratamiento de desacetilación. Dependiendo de las condiciones de reacción, se obtiene quitosanos de diferente peso molecular y grado de desacetilación. Estas variables los hacen útiles para diversas aplicaciones.²¹ Los quitosanos se diferencian fundamentalmente de la quitina por ser solubles en soluciones de ácidos diluidos. El quitosano es uno de los pocos polisacáridos catiónicos de origen natural; ello le confiere características especiales que lo hacen útil en numerosas aplicaciones.

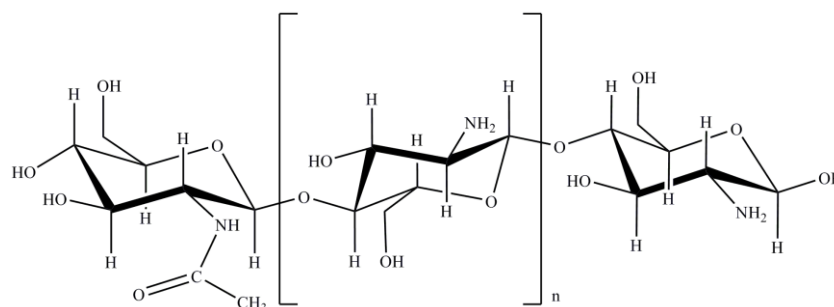


Figura 1: Representación de la estructura básica del quitosano

Es de particular interés la característica de los quitosanos de cargarse positivamente en medio ácido asumiendo un rol único entre los glucanos. Los grupos amino ($pK_a \sim 6,5$) son los responsables de esta densidad de carga positiva y por lo tanto de las interacciones con iones cargados negativamente. Los oxoaniones cromato (CrO_4^{2-}) y vanadato (VVO_3^-) se encuentran cargados negativamente a pH ácido.

3.2. Instrumental

Espectrofotómetro JASCO V-550, con celdas para espectroscopía de absorción UV-visible termostalizadas mediante controlador electrónico de temperatura PSC-498 T ($\pm 0,1$ °C). Balanza Precisa XB120A; Centrífuga Hettich EBA12; Platina MS4300 Boeco-Germany. Instrumento de medición de pH Hanna mod 8519-Hanna instruments-U.S.A. El procesamiento de los datos y análisis estadístico se realizó utilizando el siguiente software: Jasco 32, Microcal Origin 6.0, Design Expert 6.0.10 y Statgraphics 5.1. Columnas de plástico/vidrio (altura 12 cm, diámetro 3 cm); Bomba 2120 Varioperpex II pump; Platina: MS4300 Boeco- Germany; Bomba peristáltica: LKB, BROMMA Varioperpex II mod 212

3.3. Técnicas generales

3.3.1. Preparación de soluciones:

Para preparar la solución de $KMnO_4$ 0,1N se pesaron 0,316 g de la droga sólida, se disolvió y se llevó a un volumen de 100,0 mL con agua miliQ. Para eliminar impurezas de MnO_2 que generalmente acompañan a las disoluciones de $KMnO_4$, la solución se calentó a 90°C durante una hora, se dejó enfriar a temperatura ambiente y finalmente se filtró con embudo de vidrio fritado. La solución filtrada de $KMnO_4$ se guardó en botella color caramelo.

La solución de 1,5-difenilcarbazida (DFC) al 1,0 % P/V se preparó a partir de la droga sólida en etanol y fueron almacenadas en frascos de color caramelo y mantenidas en la heladera (4 °C) para evitar su descomposición.

Las soluciones de vanadio se prepararon a partir de droga sólida (NH_4VO_3), pesando la cantidad adecuada y disolviendo en agua destilada con exceso de hidróxido de sodio. Con agitación constante se llevó a ebullición suave hasta disolución total. Se enfrió a temperatura

ambiente y la solución se guardó en la heladera. Posteriormente se ajustó el pH por adición de solución de HClO_4 o NaOH (de concentraciones variables), de acuerdo al análisis a realizar. Las soluciones de PAR se prepararon por disolución de cantidades exactamente pesadas de 4-(2-pyridylazo)-resorcinol en agua destilada, sonicando para favorecer su disolución y llevando luego a volumen en matraces aforados con agua destilada. Las soluciones se conservaron a 4°C (heladera) en frascos de color caramelo. Los blancos de PAR se prepararon empleando el mismo protocolo usado en la elaboración de las correspondientes soluciones de trabajo, aunque en ausencia del analito a determinar. Las soluciones de Na_2CO_3 se prepararon a partir de droga sólida, pesando la cantidad adecuada y disolviendo en agua destilada hasta volumen final.

3.3.2. Preparación de los batch (lotes) y columnas de lecho fijo

Para los estudios en columna se pesaron diferentes masas de quitosano comercial. La biomasa fue hidratada con soluciones de H_2SO_4 de pH 3,0 04,5 y luego empaquetada en una columna de vidrio de 3 cm de diámetro, hasta alcanzar una altura de 1,25 cm. La columna se equilibró haciendo pasar a través de ella agua destilada a pH 3,0 o 4,5 (dado por H_2SO_4), mediante una bomba a flujo constante y hasta estabilización del pH. El flujo utilizado en estos experimentos fue controlado antes y luego de equilibrar la columna con la biomasa. También se controló la constancia del flujo durante todo el desarrollo de las experiencias.

A intervalos regulares se tomaron muestras del efluente de la columna y se determinó la concentración de vanadio total, CrO_4^{2-} y cromo total presente mediante las técnicas de PAR²² y DFC respectivamente. La temperatura se mantuvo constante a 25°C durante todos los experimentos.

3.3.3. Análisis de los resultados experimentales

Los resultados obtenidos en los experimentos dinámicos de sorción en columna de lecho fijo se expresan como curvas experimentales de ruptura o quiebre de forma sigmoidea que muestran como evoluciona la concentración de soluto a la salida de la columna frente al tiempo (Figura 2). Las variables que afectan la eficiencia en la remoción del contaminante son muchas. Entre ellas podemos destacar: el caudal o flujo de alimentación de la columna, la concentración del contaminante, la temperatura, el tipo de biomaterial, los tratamientos químicos del biomaterial previos a su utilización, la altura del lecho de biomaterial y su granulometría, la densidad de empaque, el pH, la presencia de otros iones y materia orgánica, etc.²¹

El punto de ruptura (t_b) en un proceso de sorción en una columna de lecho fijo, significa, el tiempo necesario para alcanzar cierta concentración límite y se corresponde con una relación C/C_0 de 0,05. Es uno de los parámetros más importantes para evaluar el proceso operativo de la columna de lecho fijo y se pueden obtener fácilmente a partir de los datos experimentales, (Figura 2).

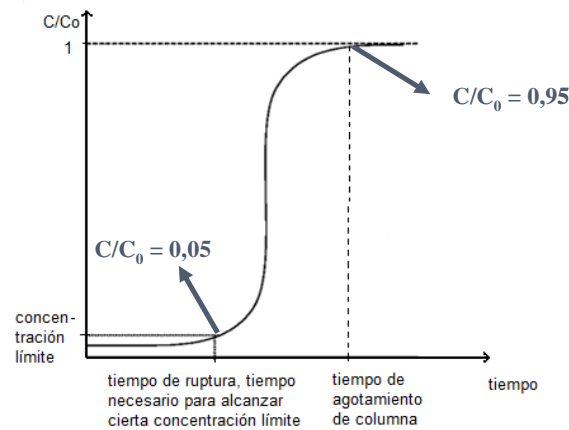


Figura 2: Representación esquemática del comportamiento dinámico de una columna de lecho fijo

3.3.4. Estudios de desorción

En este proceso, la biomasa empacada en la columna saturada con el metal contaminante es alimentada con solución de desorción a bajo flujo. En este trabajo se utilizó una solución de Na_2CO_3 al 1% a un flujo de 1-2 mL/min y temperatura ambiente.

3.4. Modelos matemáticos

3.4.1. Modelo de Thomas

Varios modelos matemáticos describen la dinámica del comportamiento del proceso de biosorción empleando columnas de lecho fijo. A continuación se describen brevemente los modelos que han sido aplicados a este trabajo. Estos modelos permiten lograr una visión plena de la capacidad de sorción de la biomasa, ayudan a analizar y explicar los datos experimentales, a predecir cambios debido a diferentes condiciones operacionales y a optimizar el proceso²³

El modelo de Thomas es uno de los más empleados para describir el comportamiento dinámico del proceso de biosorción en columna de lecho fijo.²⁴ Los datos obtenidos en la columna en estudios en modo continuo se pueden emplear para calcular la altura mínima del lecho (L_{\min}), que es aquella que me permite obtener un tiempo de quiebre (t_b) medible, de manera de obtener resultados aceptables en cuanto a la eliminación del contaminante. Este parámetro resulta de máxima utilidad a la hora de seleccionar las condiciones experimentales para nuevos experimentos.

Supuestos del modelo de Thomas:

Este modelo asume que: a) La dispersión radial y axial en la columna de lecho fijo es despreciable; b) La sorción es descrita por una cinética de pseudo-segundo orden que se reduce a una isoterma de Langmuir en el equilibrio; c) El volumen muerto (o fracción vacía de la columna no varía; d) El proceso de sorción se realiza en condiciones isobáricas (presión constante) e isotérmicas (temperatura constante); e) Las propiedades de la fase sólida (biomasa) y la fase líquida permanecen constantes.

La expresión desarrollada en el modelo de Thomas para una columna de sorción está dada por la siguiente expresión matemática (ecuación 1):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(\left(\frac{k_{TH} \cdot q_{mc} \cdot \rho \cdot A \cdot L}{Q}\right) - (k_{TH} \cdot C_0 \cdot t)\right)} \quad (1)$$

k_{TH} = constante de velocidad de Thomas ($m^3 \cdot mol^{-1} \cdot min^{-1}$); q_{mc} = cantidad máxima de soluto sorbido por unidad de masa de sorbente (mol de Cr o V / kg de biomasa); m = cantidad de biomasa presente en la columna (kg) ; C_0 = concentración de Cr^{VI} o V^V en el afluente ($mol \cdot m^{-3}$); C_t = concentración de Cr^{VI} o V^V en el efluente a un tiempo t ($mol \cdot m^{-3}$)
 Q = velocidad del flujo ($m^3 \cdot min^{-1}$); t = tiempo que transcurre luego de que comienza la operación de biosorción en la columna (min); ρ = densidad de empaque ($kg \cdot m^{-3}$); A = área transversal de la columna (m^2); L = longitud del lecho de la columna (m); t_b = tiempo requerido (min) para alcanzar el punto de ruptura, es decir cuando $C_t/C_0 = 0,05$; t_e = tiempo requerido (min) para alcanzar el punto de agotamiento, cuando $C_t/C_0=0,95$

3.4.2 Modelo de Yoon-Nelson

Yoon y Nelson desarrollaron un modelo simple dirigido a la adsorción de gases o vapores sobre carbón activado.²⁵ Este modelo asume que la disminución en la probabilidad de adsorción para cada molécula de sorbato es proporcional a la probabilidad de sorción del sorbato (Q) y a la probabilidad de saturación del sorbente (P), ecuación 2.

$$P = 1 - Q = \frac{C}{C_0} \quad (2)$$

Así, el modelo quedaría representado por la siguiente ecuación 3:

$$-\frac{\Delta Q}{\Delta t} \propto Q \cdot P \quad (3)$$

Introduciendo la constante de proporcionalidad k_{YN} (min^{-1}) y teniendo en cuenta la ecuación anterior se obtiene la ecuación 4:

$$-\frac{\partial Q}{\partial t} = k_{YN} \cdot Q \cdot (1 - Q) \quad (4)$$

Integrando esta expresión y considerando que la constante es independiente del tiempo se llega a la ecuación 5:

$$\ln \frac{Q}{1 - Q} = k_{YN} \cdot (\tau - t) \quad (5)$$

donde τ es el tiempo requerido para retener el 50 % del sorbato inicial. En este punto se cumple que $Q = 1/2$ y por lo tanto $P = 1/2$. La ecuación 5 también se puede expresar de la siguiente forma, ecuación 6:

$$\ln \frac{P}{1 - P} = k_{YN} \cdot (\tau - t) \quad (6)$$

Sustituyendo P por su valor en la ecuación 6 y reordenando obtenemos la expresión 7:

$$P = \frac{C_0}{C} = \frac{1}{1 + \exp(-k_{YN} \cdot t)} \quad (7)$$

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1. Cálculo de la capacidad de sorción de la biomasa:

Para obtener el valor de q se debe calcular el área bajo la curva de elución. Los límites de integración (v_1 y v_0) son los volúmenes que se corresponden con las relaciones C/C_0 entre 0 y 0,95 respectivamente. Esto es así ya que por encima de 0,95 (5% de eficiencia de sorción) la columna ya no puede operar correctamente. El cálculo de la capacidad de sorción de una determinada cantidad de biomasa en sistemas continuos de lecho fijo puede ser calculado utilizando la ecuación 8:

$$q = \frac{C_0 V_c - \int_{v_0}^{v_1} C_{ef} dv - C_0 V_v}{m} \quad (8)$$

Donde:

C_0 = concentración inicial del contaminante (mg/L); V_c = volumen total de agua tratada (L) = Tiempo total x Q; Q = Flujo volumétrico (L/min); $\int C_{ef}(v)dv$ = área del perfil de elución (mg); V_0 = límite de integración inferior; V_1 = límite de integración superior; V_v = volumen muerto (L) = despreciable; m = masa de biomaterial (g)

Teniendo en cuenta lo anterior, la ecuación del cálculo de q expresando la integral en función del volumen se reduce a la ecuación 9

$$q = \frac{C_0 V_c - \int_{v_0}^{v_1} C_{ef} dv}{m} \quad (9)$$

El primer término del numerador ($C_0 V_c$) representa la masa de contaminante total y la integral la masa del contaminante eluido. Así, el numerador coincide con la masa de contaminante retenido por la biomasa.

A continuación se muestra el cálculo del valor de q experimental a partir de los datos de elución de una columna empacada con quitosano (Figura 3) para la eliminación de vanadato. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: $[V_{total}]_0 = 48 \text{ mg L}^{-1}$; $Q = 22,8 \text{ mL min}^{-1} = 22,8 \times 10^{-3} \text{ L/min}$; Masa de quitosano = 0,5 g; Tiempo de operación de la columna = 57 minutos ($C/C_0 = 0,95$).

Dependiendo de las condiciones experimentales el Quitosano es capaz de eliminar 125-184 mg de V^V por g de biomasa. El perfil de elución de las columnas utilizadas en la eliminación de Cr^{VI} es muy similar. Nuestros resultados indican que se puede eliminar aproximadamente 100 mg de $Cr(VI)$ por g de biomasa.

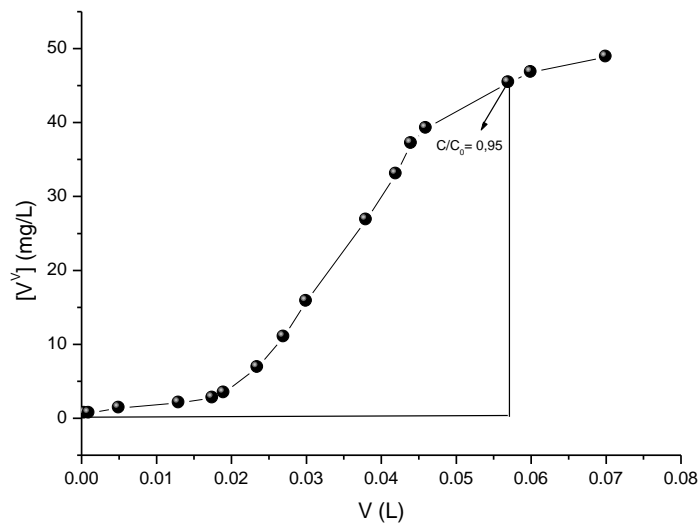


Figura 3: perfil de elución expresado en función del tiempo para una $[V_{\text{total}}]_0 = 48 \text{ mg/L}$.

$$q = \frac{C_0 V_c - \int_{v_0}^{v_1} C_{\text{ef}} \, dv}{m} = \frac{48 \times (57 \times 22,8 \times 10^{-3}) \text{ mg} - 1,03 \text{ mg}}{0,5 \text{ g}} = 124,8 \text{ mg/g}$$

Como se puede observar, a partir de los datos experimentales de la curva de elución podemos obtener mucha información como por ejemplo los valores de t_b y q . De todas maneras, como se comentó anteriormente, el ajuste de los datos experimentales por modelos matemáticos presenta ciertas ventajas.

4.2. Efecto de la concentración inicial del contaminante sobre el perfil de elución

La Figura 4 muestra los perfiles de elución en columnas de lecho fijo al variar la concentración inicial de V^V .

Los valores de t_b obtenidos indican que al aumentar la concentración de vanadio en el afluente, disminuye el tiempo de ruptura. Es decir, se requiere un menor período de tiempo para alcanzar una relación C/C_0 de 0,05 y el proceso de sorción alcanza más rápido la saturación del lecho de la columna. A medida que la concentración del afluente aumenta, se obtienen curvas de ruptura más agudas y con menores t_b . Resultados similares han sido reportados por otros investigadores. La disminución del tiempo de ruptura al aumentar la concentración se debe a que, a un determinado flujo y cantidad de biomasa, los sitios de sorción sobre la biomasa se agotan antes ya que la concentración de vanadio que ingresa a la columna es mayor. Por lo tanto, el período de utilidad de la columna hasta el punto de ruptura ($C/C_0 = 0,05$) es menor cuanto mayor sea la concentración inicial del contaminante. La fuerza impulsora para la transferencia de masa en la columna es el gradiente de concentración, por lo que, el ión presente en la solución de mayor concentración se va a sorber más rápidamente

sobre la biomasa, y esto conduce a su agotamiento rápido, con la consecuente disminución del volumen tratado. Un efecto similar se puede observar cuando el contaminante es el Cr^{VI} .

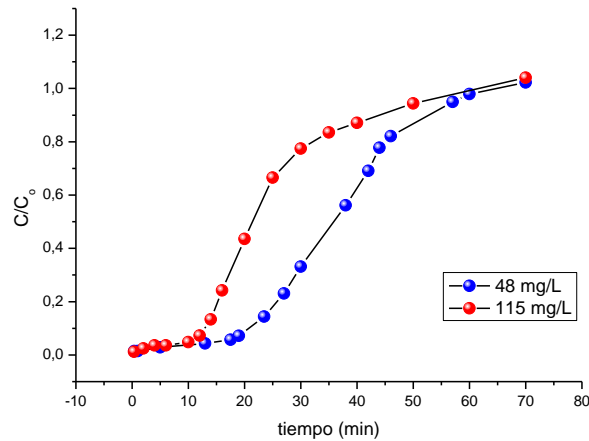


Figura 4: perfil de elución expresado en función del tiempo $m = 0,5 \text{ g}$, $\text{pH} = 3,0$, $\rho = 127 \text{ Kg/m}^3$, $L = 1,25 \text{ cm}$.

Tabla 1

C_0 (mg/L)	t_{total} (min)	V_c (mL)	m_{ing} (mg)	m_{sorb} (mg)	q_{exp} (mg/g)
48	57	1300	62,3	61,3	122,5
115	46	1012	116,4	73,4	147

En la **tabla 1** se muestran los parámetros experimentales para la sorción de V^{V} en función de la variación de la concentración inicial. Donde: m_{sorb} = masa de metal sorbido ; t_{total} = tiempo de operación de la columna; V_c = volumen total de agua tratada ($Q \cdot t_{\text{total}}$) y q_{exp} = capacidad de sorción de la columna ($m_{\text{sorb}}/m_{\text{sorbente}}$).

A partir de la **tabla 1** vemos que, la capacidad de sorción se incrementó al aumentar la concentración de V^{V} en el afluente. Una posible explicación es que, una mayor concentración de vanadio inicial provee una mayor fuerza conductora para el proceso de sorción generando una mayor transferencia de masa, lo que resulta en una mayor cantidad de metal retenido por gramo de biomasa.

4.3. Efecto del flujo sobre el perfil de elución: la Figura 5 muestra los perfiles de elución en columnas de lecho fijo al variar la velocidad de flujo.

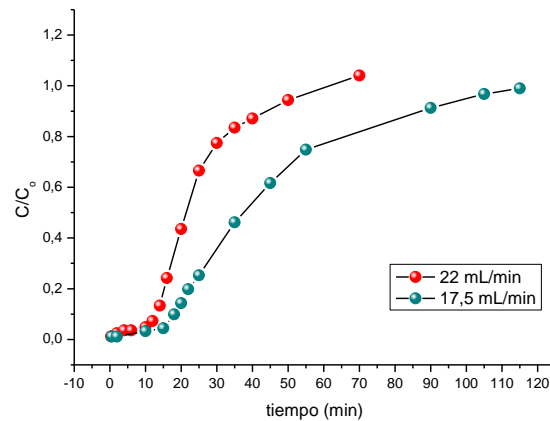


Figura 5: Curvas de ruptura experimentales para $Q = 17,5$ y 22 mL/min; $[V^V]_0 = 115$ mg/L; $m = 0,5$ g, $pH = 3,0$, $\rho = 127$ Kg/m³, $L = 1,25$ cm.

En la Figura 5 puede observarse que al disminuir la velocidad de flujo de 22 a 17,5 mL/min, aumenta el tiempo de ruptura de 10 a 14 min. Este aumento del t_b al disminuir el caudal estaría directamente relacionada con el mayor tiempo de residencia de la solución en la columna y a menores limitaciones difusionales que redundan en una aumento de la performance de la columna. Cuanto menor sea el tiempo de contacto, el proceso de transferencia se vuelve menos efectivo, resultando en una menor remoción de vanadio. La influencia de la variación del flujo sobre el t_b y q obtenidos en estas experiencias también ha sido observada por otros investigadores.

4.4. Ajuste de los datos experimentales con los modelos de Thomas y Yoon-Nelson:

En la Figura 6 se presentan las curvas de ruptura experimentales, y los ajustes correspondientes utilizando los modelos de Thomas y Yoon-Nelson para los distintos valores de concentración inicial de V^V .

El modelo de Thomas ajustó mejor los datos experimentales que el modelo de Yoon-Nelson en todos los casos, por lo cual se procedió a calcular los parámetros correspondientes al modelo de Thomas.

Debido a que el modelo de Yoon-Nelson no requiere datos relativos a las características del sorbato, sorbente o propiedades físicas del lecho, no ajustó correctamente los datos experimentales como se observa en el ejemplo de la **Figuras 6**.

En la **tabla 2** se muestran los parámetros obtenidos a partir del análisis de los datos experimentales correspondientes a la variación de la concentración (a flujo constante) y los obtenidos mediante el ajuste de dichos datos con el modelo de Thomas.

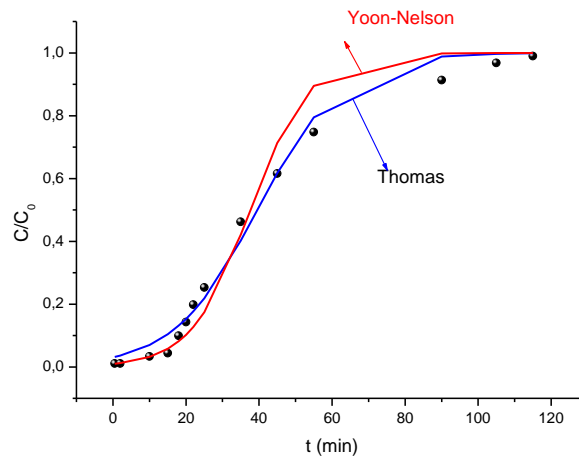


Figura 6: curva de ruptura experimental y ajustes con el modelo de Thomas y Yoon-Nelson para $C_0 = 115 \text{ mg/L}$; $m = 0,5 \text{ g}$, $\text{pH} = 3,0$, $\rho = 127 \text{ Kg/m}^3$, $L = 1,25 \text{ cm}$ $Q=17,5 \text{ mL/min}$.

Tabla 2: parámetros obtenidos por el modelo de Thomas

C_0 (mg/L)	Q (mL/min)	K_{TH} ($\text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)	q (mg/g)	t_b (min)	$t_{50\%}$ (min)	t_e (min)	L_{\min} (cm)
115	22.8	0,0817	135	6,4	23	39	1,0
48	22.8	0.155	120	15	36	56	0,70

Para flujo, densidad de empaque y temperatura constantes se observan las siguientes tendencias:

- a) El valor de K_{TH} disminuye a medida que aumenta la concentración de V^V en el afluente. Esto se atribuye a un aumento de la fuerza impulsora para la adsorción al aumentar la concentración como ha sido observado en otros sistemas.
- b) Tanto el t_b como el $t_{50\%}$ y el t_e disminuyen al incrementarse la concentración de V inicial.
- c) El q calculado con el modelo de Thomas aumenta al incrementarse la concentración de V^V en el afluente, esto coincide con la tendencia observada para los valores de q obtenidos experimentalmente.
- d) Al aumentar la concentración de V^V aumenta el L_{\min} , ya que la altura de lecho deberá ser mayor para obtener un t_b medible.

Si bien la tendencia en el valor de t_b con el aumento de la concentración inicial de V^V es clara, existen diferencias entre los valores experimentales y los obtenidos mediante el ajuste con el modelo de Thomas. Se observa que los valores de t_b calculados son menores que los valores obtenidos experimentalmente debido a que el modelo de Thomas no ajusta perfectamente los datos experimentales en la región inicial de la curva.

Al comparar los valores de q obtenidos experimentalmente con los valores obtenidos con el modelo de Thomas concluimos que se obtienen valores similares, cuyas diferencias se deben a que el modelo no ajusta perfectamente.

5. CONCLUSIONES

El Quitosano resultó ser un sorbente efectivo para la remoción de Cr^{VI} y V^{V} de aguas sintéticas utilizando de columnas de lecho fijo. Las técnicas analítica utilizadas resultaron ser apropiadas para la determinación de Cr^{VI} y V^{V} . La sorción de los contaminantes a través de columnas de lecho fijo es dependiente de la velocidad de flujo y de la concentración inicial del contaminante. El tiempo de ruptura (t_b) aumentó al disminuir la concentración y al disminuir el flujo. Esto resulta favorable ya que un aumento del t_b se corresponde con un mayor volumen de solución con una concentración del contaminante por debajo del 5% de la solución inicial. La capacidad de sorción (q) se incrementó al aumentar la concentración de Cr^{VI} y V^{V} en el afluente y al disminuir la velocidad de flujo, incrementándose de esta manera la cantidad de metal sorbido. A pesar de haber evaluado ciertas condiciones experimentales, aún quedan por estudiar otras variables como por ejemplo, altura del lecho, masa de sorbente, densidad de empaque, etc. con el fin de determinar las condiciones óptimas para el desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial, permitiendo la remediación de grandes volúmenes de aguas contaminadas con cromo. Los contaminantes pueden ser eliminados por completo luego de un ciclo de sorción por desorción con soluciones de Na_2CO_3 . La capacidad de la biomasa para realizar un segundo ciclo de sorción está siendo evaluada.

REFERENCIAS

- [1] Barnhart, J. Chromium chemistry and implications for environmental fate and toxicity. *J Soil Contam*, **6**, 561- 568. (1997).
- [2] Bartlett, R. Chromium cycling in soils and water: Links, gaps, and methods. *Environmental Health Perspectives*, **92**, 17- 24. (1991).
- [3] Dragun, J. The Soil Chemistry of Hazardous Materials. *Hazardous Materials Control Resources Institute*, 75-152. (1988).
- [4] Tracey Alan S., Willsky Gail R., Takeuchi Esther S., (2007), “*Vanadium: Chemistry, Biochemistry, Pharmacology and Practical Applications*”. Taylor and Francis Group.
- [5] Rodríguez Mercado J.J., Altamirano Lozano M. A., (2006), “*Vanadio: Contaminación, Metabolismo y Genotoxicidad*”. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 22 (4), 173-189.
- [6] García G. B., (2006). “*El Vanadio, un elemento ambiguo*”. *Acta Toxicol. Argent.* 14(2), 32-36.
- [7] Nriagu, J. Production and Uses of Chromium. Chromium in the Natural and Human Environments, pp 81-104. John Wiley and Sons, New York. (1988).
- [8] B. Mukherjee, B. Patra, S. Mahapatra, P. Banerjee, A. Tiwari, M. Chatterjee, (2004). *Vanadium-an element of atypical biological significance*, *Toxicology Letters* 150 135-143
- [9] Labunska, I., Brigden, K., Stringer, R., Johnston, P., Santillo, D., & Ashton, J. Identificación y trascendencia ambiental de contaminantes orgánicos y metales pesados asociados con la curtiembre Arlei S.A., Las Toscas, provincia de Santa Fe,

- Argentina. Laboratorios de investigación de Greenpeace, departamento de ciencias biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido. (2000)
- [10] Cervantes, C., Campos-García, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J. C., Moreno-Sánchez, R. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev.*, **25**, 335-347.(2001).
- [11] www.oni.escuelas.edu.ar/olimpi2000/cap-fed/elagua/argenti/medio/toscas.htm.
- [12] U.S. Department of Health and Human Services & Agency for Toxic Substances and Disease Registry Levels. (2009). *Draft Toxicological Profile for Vanadium*. Atlanta: ATSDR
- [13] Office of Environmental Health Hazard Assessment, (2000) “*Memorandum: Proposed action level for vanadium*”, *Water Toxicology Unit, Pesticide and Environmental Toxicology Section*.
- [14] R. Kumar, N.R. Bishnoi, J. Bishnoi, (2008).”*Biosorption of chromium (VI), from aqueous solution and electroplating wastewater using fungal biomass*”, *Chemical Engineering Journal*, 135, 874-879.
- [15] D. P. Mungasavalli, Th. Viraraghavan, Y.C. Jin, (2007), “*Biosorption of aqueous solution by pretreated Aspergillus niger, batch and column studies*”, *Colloids and Surfaces*, 301, 214-223.
- [16] S. Ayeguo et al, (2008) “*Equilibrium, Thermodynamic and kinetic studies for the biosorption of aqueous lead (II), Cadmium (II) and Nickel (II) ions on spirulina platensis*”, *Journal Hazardous Materials*, 154, 258-264.
- [17] N. Ahaoya, R.D. Kanamadi, T.V. Ramachandra, (2005), “*Biosorption of chromium (VI) from aqueous solutions by the husk of Bengal gram (Cicer arietinum)*”, *Electron Journal of Biotechnology*, 8, 258-264.
- [18] M. Calero, F. Hernainz, G. Blazquez, G. Tenorio, M.A. Martin-Lara, (2009), “*Study of Cr(III) biosorption in a fixed-bed column*” *Journal of Hazardous Materials*, 171, 886-893.
- [19] C.E.Boha, R-. Guiorardello, E.A. Silva, M.T. Veit, C.R.G. Yavares, (2006). “*Removal of nickel (II) ions from aqueous solution by biosorption in a fixed bed column; experimental and theoretical breakthrough curves*”, *Biochemical Engineering Journal*, 30, 184-191.
- [20] H.D.Doan, A. Lobi, V.B.H. Dang, T.- Dang-Vu, (2008), “*Removal of Zn²⁺ and Ni²⁺ by adsorption in a fixed bed of wheat straw*”. *Process Safety and Environmental Protection*, 86, 259-267.
- [21] Volesky, B. (2003) *Sorption and Biosorption*, pp 7-9. BV Sorbex, Montreal.
- [22] He Xiwen, Tubino Matthieu, Rossi V. Adriana (1999). “*Selective and sensitive spectrophotometric determination of total vanadium with hydrogen peroxide and 4-(2-pyridylazo)-resorcinol*”. *Analytica Chimica Acta* 389, 275-280.
- [23] Borba, C. E., Da Silva, E. A., Fagundes-Klen, M. R., Kroumov, A. D., Guirardello, R., 2008, “*Prediction of the copper (II) ions dynamic removal from a medium by using mathematical models with an analytical solution*” *Journal of Hazardous Materials*, 152, 366-372.). Estos modelos permiten lograr una visión plena de la capacidad de biosorción del biosorbente.
- [24] Thomas, H. Heterogeneous Ion Exchange in a Flowing System. *Journal of the American Chemistry Society*, **66**, 1664-1666. (1944).

APLICACIÓN DE ELECTROFORESIS CAPILAR PARA LA DETERMINACIÓN DE CONTAMINANTES EN MEDIO ACUOSO EN MUESTRAS MEDIOAMBIENTALES. COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS ANALÍTICAS.

Marín, Graciela N.; Pussetto, Evangelina S. y Chevarría, Gastón A.

Laboratorio de Química y Microbiología.
Facultad Regional Villa María.
Universidad Tecnológica Nacional
Av. Universidad 450. (5900). Villa María, Córdoba, Argentina.
lab_quimica@frvm.utn.edu.ar

Resumen. *La Electroforesis Capilar (CE) de zona ha demostrado ser una potente herramienta para el análisis de iones inorgánicos, a la vez que ofrece un número de ventajas como simplicidad, eficiencia de la separación, corto tiempo de análisis, y un menor consumo de reactivos, todo lo cual lo hace ideal para el análisis de los solutos iónicos en matrices muy complejas, tales como muestras ambientales. Asimismo la Environmental Protection Agency (EPA) considera de suma importancia, la aplicación de técnicas como las de CE, que reducen o eliminan la cantidad y/o la toxicidad de los residuos en el punto de generación. El objetivo de este trabajo fue el de realizar la puesta a punto de técnicas analíticas por CE de la EPA, en referencia a técnicas tradicionales del Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, utilizadas hasta el momento en el Laboratorio de la UTN Villa María, para la determinación de aniones inorgánicos en muestras medioambientales. La detección por CE se llevó a cabo directamente con un detector de matriz de diodos con un equipo Beckman Coulter. Fueron optimizadas las condiciones experimentales, tales como concentración de electrolito soporte, longitud del capilar, voltaje y temperatura. Se obtuvieron resultados con buena reproducibilidad.*

Palabras clave: Electroforesis Capilar, aniones inorgánicos, muestras medioambientales.

1. INTRODUCCIÓN

La Electroforesis Capilar de zona ha sido descrita como un método rápido y simple para la separación y determinación de aniones inorgánicos. Estos aniones generalmente se analizaban mediante cromatografía iónica (IC), pero en la última década, la electroforesis capilar (CE) ha demostrado ser una potente herramienta para su análisis. Esta metodología parece ser una alternativa viable para la determinación de iones inorgánicos y otros solutos iónicos de baja masa molecular, ofreciendo un número de ventajas sobre los de IC, como simplicidad, eficiencia de separación, menor tiempo de análisis y menor consumo de reactivos, lo cual la hace ideal para el análisis de los solutos iónicos en matrices complejas, como muestras ambientales. Además se considera de suma importancia la prevención de la contaminación en los laboratorios, tendiendo a la aplicación técnicas que reducen o eliminan la cantidad y/o la toxicidad de los residuos en el punto de generación. La Agencia de Protección Medioambiental (Environmental Protection Agency, EPA) ha establecido una jerarquía preferida de técnicas de gestión ambiental, siendo la prevención de la contaminación la opción de gestión de primera elección [1].

De las opciones ofrecidas por CE, la electroforesis capilar de zona o en solución libre, se basa en el transporte por migración diferencial, en sentido y velocidad, de especies eléctricamente cargadas a través de un medio fluido, bajo la influencia de un campo eléctrico de corriente continua. El medio de separación se denomina medio electroforético, y es una disolución tampón que actúa como conductor de la corriente eléctrica y controla la carga de las sustancias a analizar. El capilar se rellena únicamente con la disolución de electrolito, y la separación ocurre por migración de los solutos a zonas discretas a diferentes velocidades. Posibilita la separación tanto de analitos aniónicos como catiónicos, no así de solutos neutros, que no tienen movilidad propia, y llegan todos juntos al detector por acción del flujo electroosmótico (EOF).

La velocidad de migración de dichas especies depende de su carga eléctrica, de su masa (radio hidrodinámico), de la intensidad del campo eléctrico aplicado y de las características del medio que rodea a la especie en movimiento. Así, la separación se basa en las diferencias en las velocidades de migración de los solutos al aplicar el campo eléctrico. Este movimiento de las especies en el medio electroforético se rige por dos fenómenos que tienen lugar simultáneamente, la electromigración y la electroósmosis [2].

Son numerosos los parámetros que quedan en manos del analista a la hora de crear un método de trabajo por electroforesis capilar, los más importantes son las dimensiones del capilar, el voltaje aplicable a los recipientes de tampón, la viscosidad, la fuerza iónica, la temperatura, el pH, los modificadores y los aditivos [3].

El objetivo de este trabajo fue el de realizar la puesta a punto de técnicas analíticas por CE de la EPA, y su comparación en referencia a técnicas tradicionales del Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 21ST Edition (SMWW), utilizadas en el Laboratorio de la UTN Villa María, para la determinación de aniones inorgánicos en muestras medioambientales. La detección se llevó a cabo directamente con un detector de matriz de diodos y se trabajó con un equipo Beckman Coulter. Fueron optimizadas las condiciones experimentales, tales como concentración de electrolito soporte, longitud del capilar, el voltaje y la temperatura.

2. MÉTODOS, MATERIALES Y EQUIPOS

2.1. Métodos

Se utilizan las siguientes Técnicas analíticas:

- CE METHOD 6500- EPA, Dissolved Inorganic Anions In Aqueous Matrices By Capillary Ion Electrophoresis de la Environmental Protection Agency [4].
- Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater 21ST Edition [5]:
 - Nitratos: la técnica Estándar del SMWW por el método espectrofotométrico por barrido ultravioleta .4500 NO- 3 B.
 - Nitritos: técnica Estándar por el método colorimétrico 4500 NO-2 B.

2.2. Reactivos

En la preparación de buffers se utilizan reactivos químicos de grado analítico marca Merk y agua desionizada ultrapura Milli-Q.

En la preparación de patrones se utilizan soluciones de stock estándar que contiene un anión único, marca Merk de concentración 1000 µg/ml. A partir de las mismas se prepararon soluciones mixtas con mezclas de aniones y agua desionizada Milli-Q. Todas las soluciones se filtran y desgasifican por sonicación antes de su uso.

2.3. Materiales y Equipos

Se utilizan en este trabajo un espectrofotómetro marca Metrolab UV-Vis y un equipo de CE Beckman Coulter con un P/ACE MDQ TM, con detector de fotodiodos y UV de longitud de onda seleccionable Vis (200, 214, 254 y 280 nm filtros incluidos), de temperatura controlada, módulo de almacenamiento de la muestra y Software 32 Karat TM configurado en un ordenador IBM.

Para el CE se usan capilares de poliamida con recubrimiento de sílice fundida con una longitud efectiva de 22 cm de largo y 75 µm de diámetro interno. Una sección de la poliamida que recubre el capilar se retira y esta ventana se emplea para permitir el paso de la radiación que utiliza el detector. La ventana de detección se realiza mediante la eliminación por quema de una sección pequeña (aprox. 0,5 cm) de la capa externa de poliamida, limpiando los residuos quemados con metanol.

Las soluciones se filtran con un equipo de filtración con vacío que consta de kitasato y placa de filtración. Se utilizan filtros de membrana (diámetro 47 mm) de ésteres de celulosa de tamaño de poro 5 µm (SMWP) y 0.45 µm (HAWP), y Durapore de 0.22 µm (GVHP), Filtros de jeringa (diámetro 25 mm) Durapore Millex de 0.45 µm (SLHV), Filtros de jeringa (diámetro 13 mm) Durapore Millex de 0.22 µm (GV), marca Millipore. Jeringas de polietileno y polipropileno de 1 ml, de 2, 5 ml y 10 ml.

La sonicación se realiza en Baño de ultrasonidos TestLab.

3. DESARROLLO

3.1. Generalidades

La detección se lleva a cabo directamente con un detector de matriz de diodos, optimizando las condiciones experimentales, tales como concentración de electrolito soporte (buffer), longitud del capilar, voltaje y temperatura. Se realizan los espectros en el rango de 200-400 nm usando 200 nm para el monitoreo de la señal.

Con el fin de mejorar la selectividad se usa como modificador orgánico un porcentaje de Metanol (5%). La separación de 10 aniones (Bromuros, Cloruros, Fluoruros, Nitratos, Nitritos, *o*-Fosfatos, Sulfatos, Oxalatos, Carbonatos, Acetatos), se lleva a cabo en tiempos variables, con pruebas utilizando como medio de fondo: por un lado agua y por otro Buffer de tetraborato de sodio, y que contienen en ambos casos 5% de metanol (MeOH). El electrolito soporte de buffer de tetraborato de sodio tiene una concentración 50 mM y un pH de 9,3.

Se eligieron Nitratos (NO_3^-) y Nitritos (NO_2^-) y como analitos de interés para realizar la comparación de resultados por CE y técnicas espectrofotométricas.

3.2. Acondicionamiento y Mantenimiento de Capilares

Un aspecto importante para obtener una buena reproducibilidad en CE es el acondicionamiento del capilar. Los mismo son de sílice fundida se obtienen por un proceso de calentamiento, partiendo de tubos de mayor diámetro. En ese proceso, los grupos silanol Si-OH de las paredes internas se funden entre sí. El primer paso a realizar al utilizar un capilar nuevo va dirigido a regenerar esos grupos [6] y [7].

Secuencia de acondicionamiento de capilar nuevo: El procedimiento más usado es el acondicionamiento con medios básicos: los grupos silanol de las paredes internas del capilar pueden ser regenerados haciendo fluir a través del capilar una disolución concentrada de hidróxido sódico (NaOH). Para ello, al capilar recién instalado se le realiza la siguiente secuencia: se lava con NaOH 1,0 M durante 10 min, con NaOH 0,1 M durante 10 minutos, con agua desionizada por 5 min y finalmente, con buffer por 30 min.

Secuencias acondicionamiento de capilar en uso: El proceso de acondicionamiento anterior sólo es necesario con los capilares nuevos. En capilares usados, el acondicionamiento se realiza entre inyecciones sucesivas para garantizar una superficie interna reproducible, y se lleva a cabo con disoluciones básicas menos concentradas. Este proceso de preacondicionamiento del capilar tiene lugar antes de la inyección de muestra, y se lleva a cabo en varias etapas. En la primera etapa de lavado se hace fluir a través del capilar una disolución de NaOH 0.1 M, con la finalidad de regenerar la superficie del capilar y eliminar componentes de la muestra que hayan podido quedar adsorbidos. A continuación, se lava el capilar con agua, de forma que los residuos de sal no entren en contacto con la disolución de electrolito. La última etapa consiste en hacer fluir la disolución del electrolito por el capilar para obtener un medio homogéneo y adecuado

donde tenga lugar la separación de los analitos al aplicar corriente eléctrica.

Después de cada inyección, en la etapa de post-acondicionamiento, se lava el capilar con agua y/o el disolvente del electrolito con el fin de arrastrar los restos de la disolución tampón, y preparar el medio interno del capilar para iniciar una nueva etapa de acondicionamiento. Si el capilar no se lava adecuadamente, tanto entre inyecciones sucesivas como al finalizar una secuencia, debido a la limitada solubilidad del hidróxido de sodio en metanol, se pueden producir problemas por precipitación de sales del tampón, lo que puede obturar el capilar y/o bloquear los electrodos [1]. Para prevenir este problema se emplea la siguiente secuencia de acondicionamiento del capilar: lavado con NaOH 0,1M durante 3 minutos, con agua por un tiempo de 3 minutos y finalmente con solución de buffer electrolito durante 5 minutos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Longitud capilar

Las pruebas se realizan con un capilar de 22 cm de longitud según pruebas de trabajos anteriores [1] donde se indica que si bien el tiempo de análisis se reduce a medida que disminuye la longitud efectiva del capilar, también disminuye la eficacia del sistema.

4.2. Potencial aplicado

Cuando se trabaja con CZE lo comúnmente aplicado es mantener el voltaje constante durante el análisis, por lo cual en este trabajo la corriente aplicada se mantiene constante favoreciendo la reproducibilidad de los tiempos de migración [2]. Se conoce el efecto de este parámetro sobre la separación de los aniones, la corriente se aumenta progresivamente desde -100 hasta -175 μA . El tiempo de análisis se reduce y la eficiencia de separación es mayor. Por otra parte, la movilidad aparente de ciertos aniones también sufre cambios, especialmente aquellos con una mayor carga efectiva. Se observa que cuando la corriente se aumenta a -175 μA el análisis en tiempo prácticamente no mejora y aunque se logra una mejor separación de ferrocianuro y tiocianato, y se pierde la resolución entre el nitrato y tiosulfato, observando que no hay efectos indeseables debido al calentamiento Joule. Además, la selectividad mejoró, con el aumento de la corriente aplicada. En vista de estos resultados será seleccionado como el valor de la corriente -150 μA que se aplica durante el restante análisis.

4.3. Temperatura

La temperatura juega un papel decisivo en la movilidad de los aniones. Por lo tanto, durante el análisis la temperatura del termostato capilar se mantuvo a 25 °C.

4.4. Metanol

Se prueba la adición de 5% (v/v) de metanol al buffer de portador (50 mM de tetraborato), con el objetivo de lograr un efecto deseado sobre la movilidad de los aniones, según lo indicado por estudios anteriores de otros autores [1]. Esta adición reduce el flujo

electroosmótico, así como velocidades electroforéticas que son causadas por las variaciones de viscosidad en la solución buffer. Además, los cambios en la solvatación de los aniones también pueden desempeñar un papel fundamental en la disminución de la movilidad electroforética. Cuanto mayor sea la carga del anión, mayor es su movilidad electroforética aparente. Adicionar mayores cantidades de disolventes puede comprometer la resolución de ciertos aniones [1]. Se adopta el agregado de 5% de metanol al buffer para la separación de línea base de todos los aniones estudiados logrando mejorar la resolución.

4.5. Comportamiento del portador: Buffer y agua.

La composición de electrolito tiene un importante efecto sobre la movilidad de los compuestos y el flujo electroosmótico en el capilar. Se selecciona como buffer la de tetraborato de sodio, ya que es una de las más comúnmente utilizadas. Esta buffer presenta baja absorbancia a distintas longitudes de onda, no requiere preparación especial y un pH de 9,3 es compatible con la mayoría de las muestras a ser analizadas. Para reducir el flujo electroosmótico, puede realizarse mediante el uso de concentraciones de tampón relativamente alta. Este proceso tiene la ventaja de limitar las interacciones coulométricas de los analitos con la pared capilar. Otros autores, [1] [2], han encontrado buenos resultados seleccionando el Tetraborato 50 mM como electrolito soporte. En buffer de concentraciones más bajas los aniones más lentos no alcanzarían el detector, produciendo también una distorsión de los picos. La movilidad electroforética aparente de los aniones también se ve afectada por la fuerza iónica del tampón [1].

Con el procedimiento descrito, se obtiene una línea de base y una resolución aceptable para los aniones en estudio. Se consigue una curva donde la corriente es estable, lo que indica que el agua desionizada, la concentración y el pH del buffer son los adecuados para el voltaje y el tiempo de separación adoptados.

4.6. Condiciones adoptadas

Se ha optimizado la separación y detección de mezclas de nitratos y nitritos mediante CE en medio acuoso. Se han fijado las secuencias de acondicionamiento del capilar y para ello se han ido variando otros parámetros como el tipo de disolución de soporte, el voltaje aplicado para la separación, la polaridad, el tiempo de inyección, etc., hasta alcanzar la separación adecuada. El control de la temperatura, tanto del capilar como de las disoluciones de trabajo, así como del pH y la fuerza iónica de la disolución tampón, son parámetros especialmente importantes para la separación electroforética. Una termostatación inadecuada produce variabilidad en la inyección, y como consecuencia, errores cualitativos y cuantitativos. Pequeñas variaciones en el pH y/o la fuerza iónica del medio electrolítico conducen a una falta de reproducibilidad en la medida, especialmente en los tiempos de migración, pudiendo dar lugar a identificaciones incorrectas de los analitos en los electroferogramas [1]. El buffer de tetraborato de apoyo de 50 mM debe estar a pH 9,3 adicionando un modificador orgánico (5%, v/v, metanol). La temperatura se mantiene a 25°C y el voltaje de separación es de -23 kV (corriente -150 mA). Las

muestras y los patrones se inyectan por presión de 0,8 psi durante 20 s. Antes de cada inyección se realiza un lavado de acondicionamiento ya descrito en Capilar en uso.

4.7 Aplicación de la metodología adoptada para análisis de patrones y muestras. Comparación con la técnica del SMWW.

Se prepararon muestras patrones de Nitratos y Nitritos en agua desionizada ultrapura Milli-Q y en solución buffer electrolito. Los mismos patrones fueron analizados por Espectrofotometría y por CE, realizando luego la comparación de dichos resultados.

4.7.1 Patrones de Nitratos (NO_3^-)

Se realizan patrones de Nitratos de 20, 10, 5 y 1 mg/l por duplicado en agua y buffer, respectivamente, como medios portadores. Se presentan los resultados obtenidos por técnicas espectrofotométricas (Tabla 1) y por Electroforesis Capilar (Tabla 2).

Resultados de Nitratos (NO_3^-) por espectrofotometría				
Patrones	Agua ($y = 21,812x - 0,8863$)		Buffer ($y = 24,67x - 1,2072$)	
Concentración (mg/l)	Absorbancia	Concentración hallada (mg/l)	Absorbancia.	Concentración hallada (mg/l)
20	0,994	20,79	0,855	19,89
20	1,003	20,99	0,851	19,79
10	0,503	10,09	0,459	10,12
10	0,506	10,15	0,471	10,41
5	0,272	5,05	0,26	5,21
5	0,27	5,00	0,254	5,06
1	0,087	1,01	0,088	0,96
1	0,088	1,03	0,089	0,99

Tabla 1: Patrones de Nitratos (NO_3^-) en agua y buffer por espectrofotometría.

Con las mediciones espectrofotométricas de patrones de Nitratos en agua (Tabla 1) y la curva de regresión lineal ya existente para esta técnica (Fig. 1 A), y con la curva de regresión generada a partir de buffer (Fig. 1 B) y las respectivas mediciones de absorbancia, se calculan las "Concentraciones halladas" de la Tabla 1. En el caso de las mediciones realizadas por EC se obtienen electroferogramas de patrones de nitratos de distintas concentraciones (20, 10, 5 y 1 mg/l) utilizando agua y el buffer, del mismo modo que se efectuaron en la técnica espectrofotométrica. Se presentan en la Tabla 2 los resultados de las áreas obtenidas para los patrones de Nitratos de 20, 10, 5 y 1 mg/l por duplicado, tanto en agua y como en buffer.

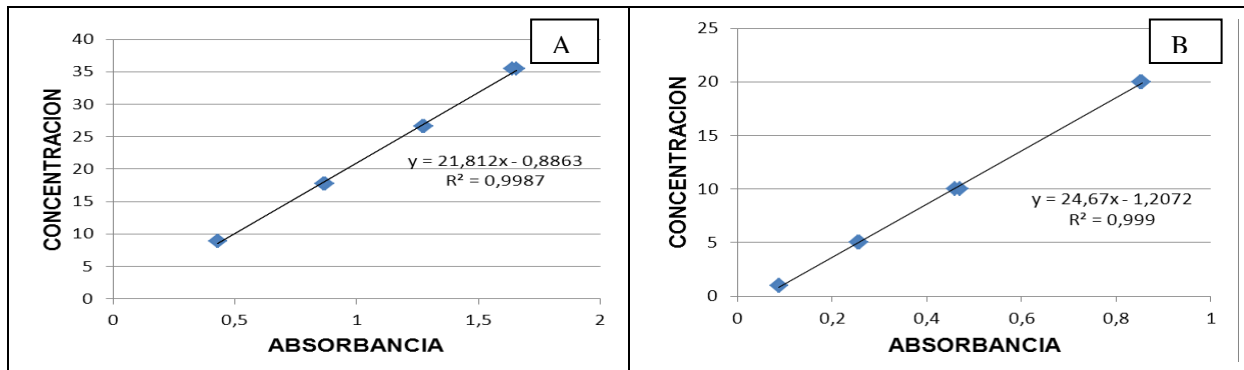


Figura 1: Curvas de patrones de Nitratos en agua (A) y en buffer (B) con mediciones espectrofotométricas.

Resultados de Nitratos (NO_3^-) por Electroforesis Capilar						
Patrones	Agua ($y = 4E^{-05}x - 1,4169$)			Buffer ($y = 4E^{-05}x - 0,9755$)		
Concentración (mg/l)	Área	Tiempos (Min)	Concentración hallada (mg/l)	Área	Tiempos (Min)	Concentración hallada (mg/l)
20	531135	4,342	19,83	549387	4,242	21,00
20	529569	4,358	19,77	537137	4,385	20,51
10	273922	3,154	9,540	276387	3,706	10,08
10	297922	3,242	10,50	284887	3,942	10,42
5	154922	3,050	4,780	155387	3,85	5,24
5	154422	3,192	4,760	154387	3,102	5,20
1	N P	----	----	N P	---	---
1	N P	----	----	N P	----	----

Tabla 2: Resultados de patrones de Nitratos (NO_3^-) de 20, 10, 5 y 1 mg/l por duplicado en agua y buffer obtenidas por Electroforesis Capilar. NP: No Se Observa Pico.

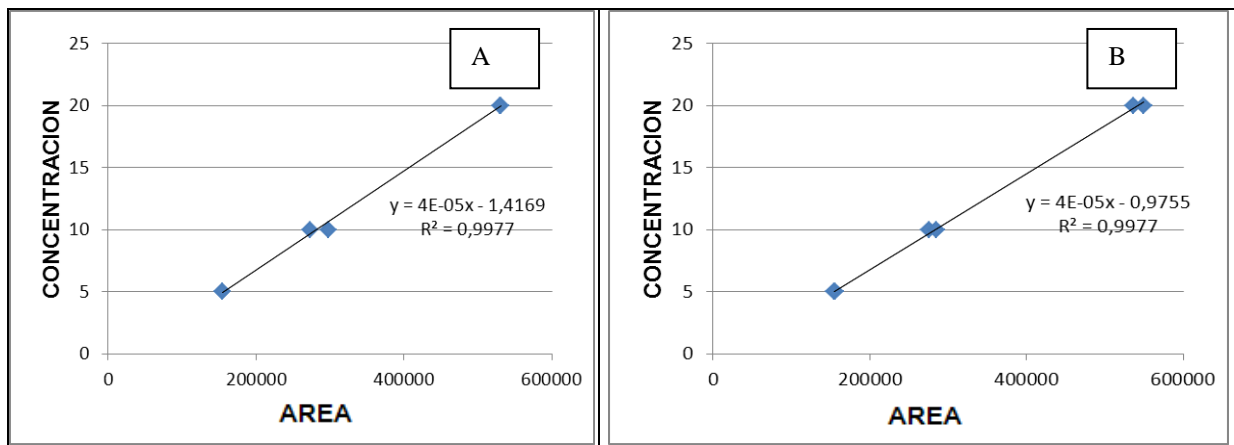


Figura 2: Curvas de regresión lineal de patrones de Nitratos en agua (A) y en buffer (B) realizadas a partir de las áreas obtenidas por Electroforesis Capilar.

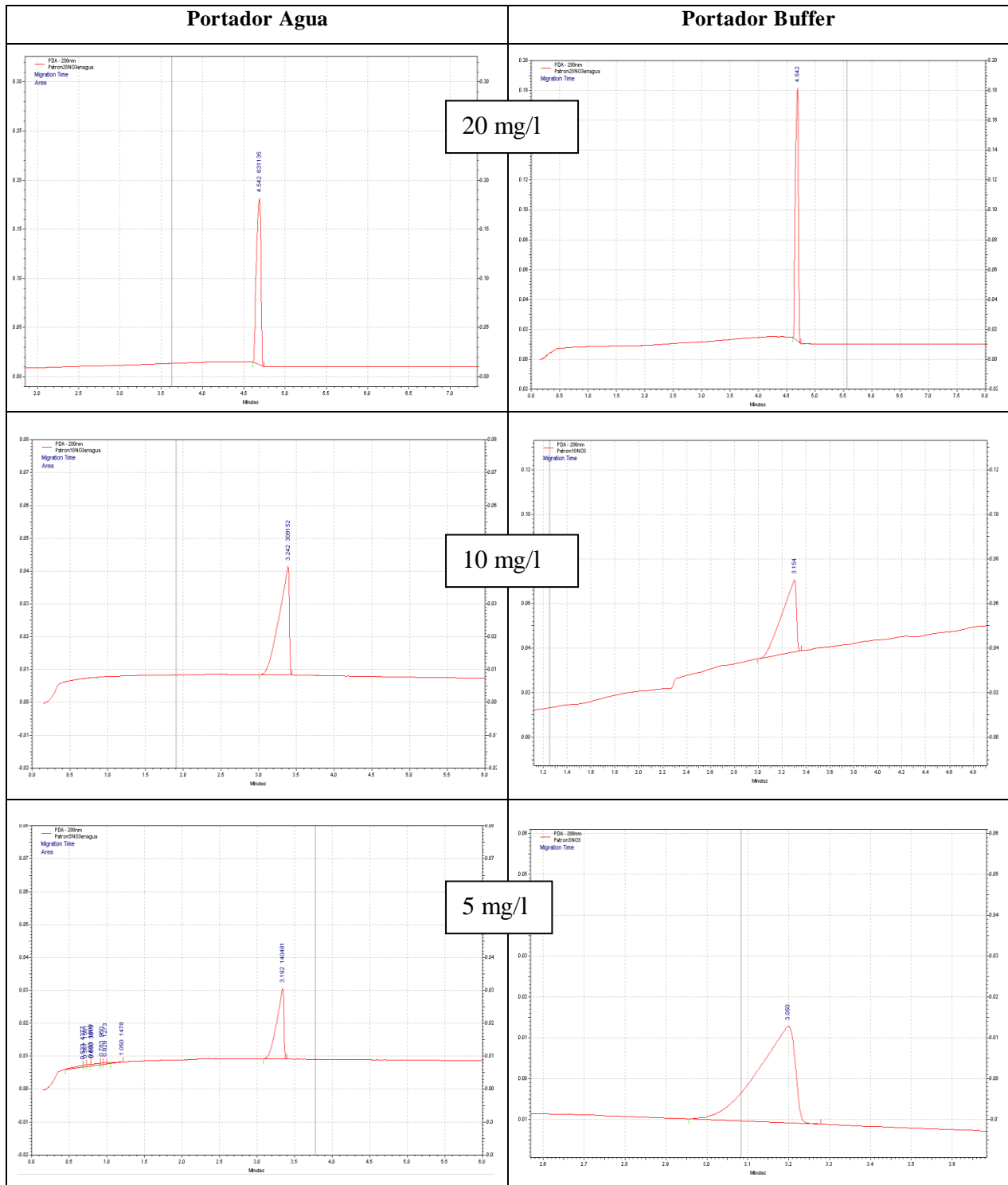


Figura 3: Patrón NO_3^- en agua y en Buffer de 20 mg/l; de 10 mg/l; de 5 mg/l.

Se obtuvieron las curvas de regresión lineal de las áreas a partir de los electroferogramas (Fig. 2) con las que se calcularon las “Concentraciones halladas” de la Tabla 2. En los datos obtenidos que se presentan en la Tabla 2, se observa que el tiempo de residencia del ion analizado (nitrato) se desplaza en casi un minuto, cuando la concentración es elevada, y se mantiene en tiempos alrededor de los tres minutos cuando las concentraciones son bajas. Dichos electroferogramas se muestran en la Figura 3.

4.7.2 Patrones de Nitritos (NO_2^-)

Se realizan patrones de Nitritos de 2; 0,4; 0,2 0,1 y 0,02 mg/l por duplicado en agua y buffer, respectivamente, como medios portadores. Se comparan los resultados obtenidos por técnicas espectrofotométricas (Tabla 3) y por Electroforesis Capilar (Tabla 4).

Resultados de Nitritos (NO_2^-) por espectrofotometría				
Patrones	Agua ($y = 1,0447x - 0,0014$)		Buffer ($y = 0,9934x + 0,0029$)	
Concentración (mg/l)	Absorbancia	Concentración hallada	Absorbancia	Concentración hallada
2,0	1,839	1,920	1,912	1,902
2,0	1,877	1,960	2,101	2,090
0,4	0,381	0,397	0,397	0,397
0,4	0,387	0,403	0,393	0,393
0,2	0,192	0,199	0,198	0,199
0,2	0,190	0,197	0,201	0,202
0,1	0,101	0,104	0,101	0,103
0,1	0,102	0,105	0,101	0,103
0,02	0,020	0,019	0,018	0,0207
0,02	0,021	0,020	0,018	0,0207

Tabla 3: Patrones de Nitritos (NO_2^-) en agua y buffer.

Con las mediciones espectrofotométricas de patrones de Nitritos en agua (Tabla 3) y la curva de regresión lineal ya existente para esta técnica (Fig. 4 A), y con la curva de regresión generada a partir de buffer (Fig. 4 B) y las respectivas mediciones de absorbancia, se calculan las “Concentraciones halladas” de la Tabla 3.

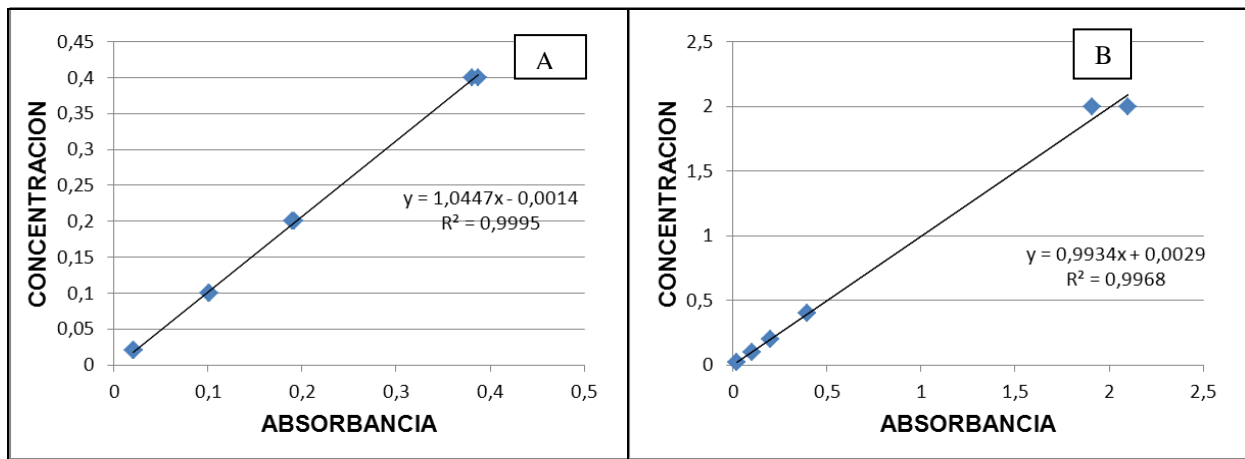


Figura 4: Patrones de Nitritos (NO_2^-) en agua (A) y buffer (B).

Se presentan en la tabla 4 los resultados de las áreas obtenidas para los patrones de Nitritos por EC.

Resultados de Nitritos (NO_2^-) por Electroforesis Capilar						
Patrones	Agua ($y = 5E^{-5}x + 0,044$)			Buffer ($y = 0,0001x - 0,5996$)		
Concent. (mg/l)	Área	Tiempos (Minutos)	Concent. Hallada	Área	Tiempos (Minutos)	Concent. Hallada
2	37320	2,800	1,910	25896	2,971	1,99
2	37260	3,242	1,907	26996	2,87	2,1
0,4	7520	2,758	0,420	9796	2,783	0,38
0,4	6920	2,769	0,390	10096	2,816	0,41
0,2	3280	2,688	0,208	N P	-----	-----
0,2	3160	2,549	0,202	N P	-----	-----
0,02	N P	-----	-----	N P	-----	-----
0,02	N P	-----	-----	N P	-----	-----

Tabla 4: Resultados de patrones de Nitritos (NO_2^-) de 20, 10, 5 y 1 mg/l en agua y buffer obtenidas por Electroforesis Capilar. NP: No Se Observa Pico.

Se obtuvieron las curvas de regresión lineal de las áreas a partir de los electroferogramas (Fig. 5) con las que se calcularon las “Concentraciones halladas” de la Tabla 4.

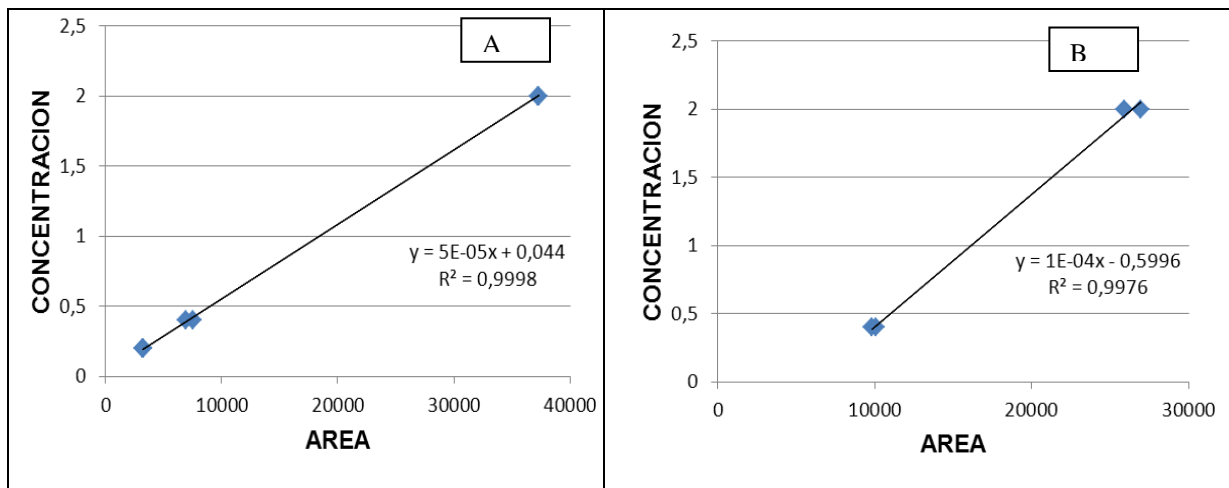
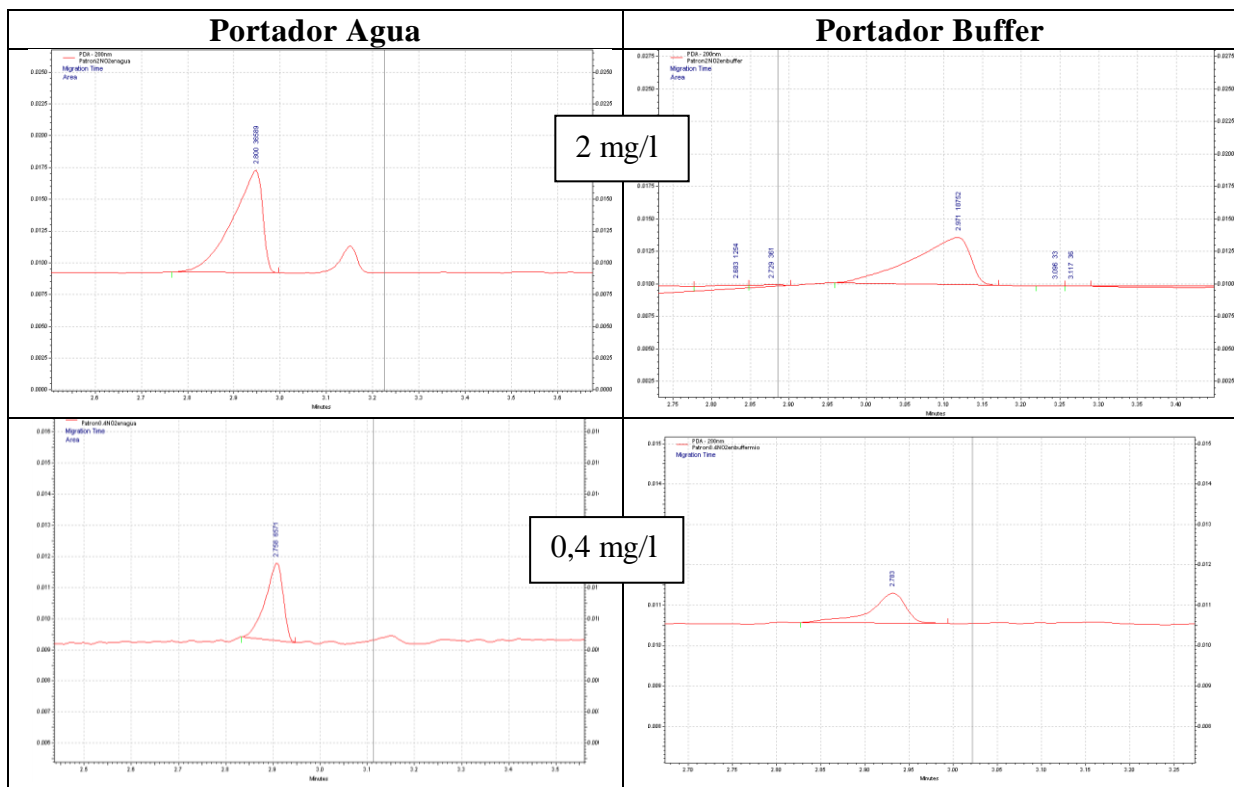


Figura 5: Curvas de regresión lineal de patrones de Nitratos en agua (A) y en buffer (B) realizadas a partir de las áreas obtenidas por Electroforesis Capilar.

Se observan en la figura 6, los electroferogramas correspondientes a dichos patrones, en donde no se hallaron picos en concentraciones menores a 0,1 mg/l en agua, y a partir de 0,4 en buffer.



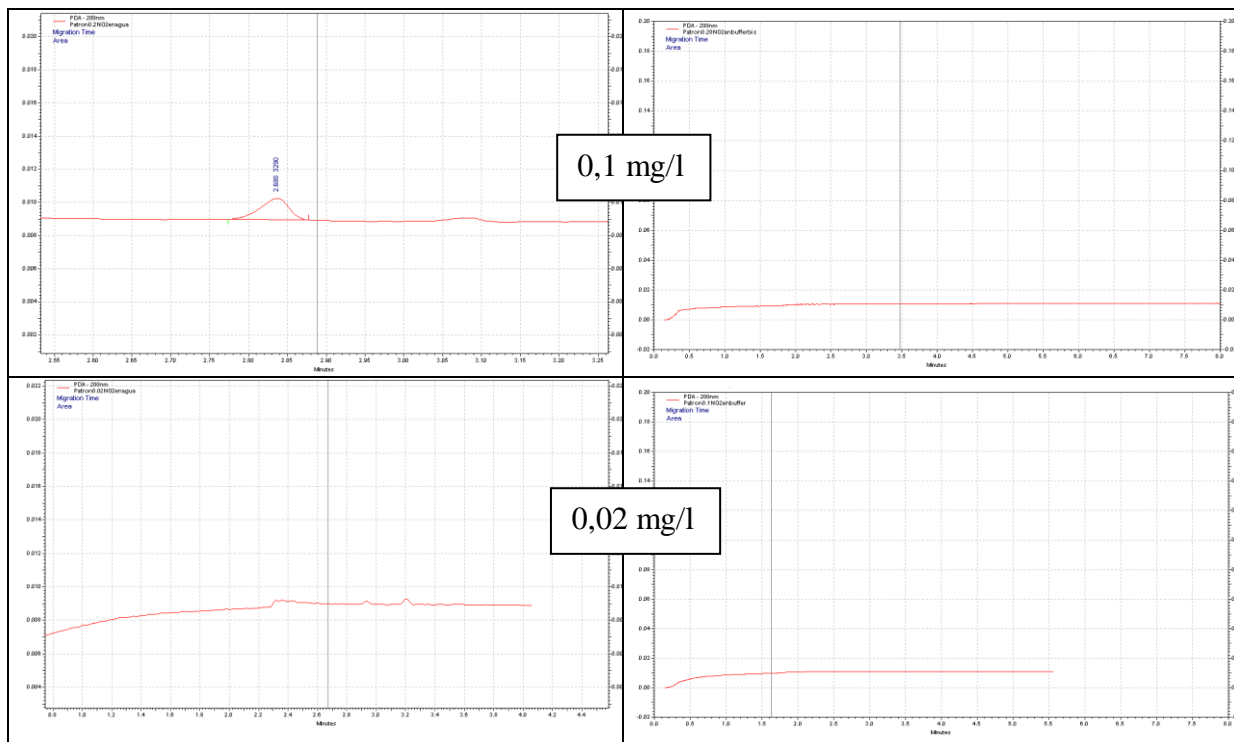


Figura 6: Resultados de patrones de Nitritos de 2; 0,4; 0,2, de 0,1 y 0,02 mg/l en agua y buffer por CE.

Las curvas presentadas en la figura 6 muestran que tanto en agua como en buffer, no se detectan picos para concentraciones menores a 0,1 mg/l

Se observa que los picos obtenidos en patrones preparados en buffer, presentan un grado de desviación en su forma gaussiana, sobre todo en la cola frontal (fronting) [8]. Si bien cierto grado de desviación es inevitable, vemos que en medio acuoso ésta no es tan marcada. Por lo que se observa que la separación en medio buffer algo está interfiriendo y debe ser abordado. En estos casos generalmente se trata de un problema de movilidad y se debe a que el buffer electrolito está presente en mayor concentración que en la fase acuosa.

4.7.3 Muestras medioambientales de agua

Se realizaron muestras de aguas y efluentes, por ambos métodos los que se muestran en la tabla 5. Si bien se obtienen los valores por espectrofotometría, no se alcanza la separación adecuada de los picos para poder efectuar la integración de aéreas y descubrir su concentración real.

Se observa en las curvas obtenidas por CE (Figura 7) que con las variables y parámetros adoptados inicialmente mediante soluciones patrones se obtienen resultados adecuados. En cambio, en el caso de muestras ambientales no se logra una buena separación y caracterización de los iones en estudio.

Resultados de Muestras Medioambientales por Espectrofotometría y por CE.				
Muestra	Nitratos (NO_3^-)		Nitritos (NO_2^-)	
	Espectrofotometría	CE	Espectrofotometría	CE
1	95	----	0,030	----
2	29	----	< 0,005	----
				-

Tabla. 5 Resultados de muestras medioambientales (agua o efluente) por Espectrofotometría y por CE.

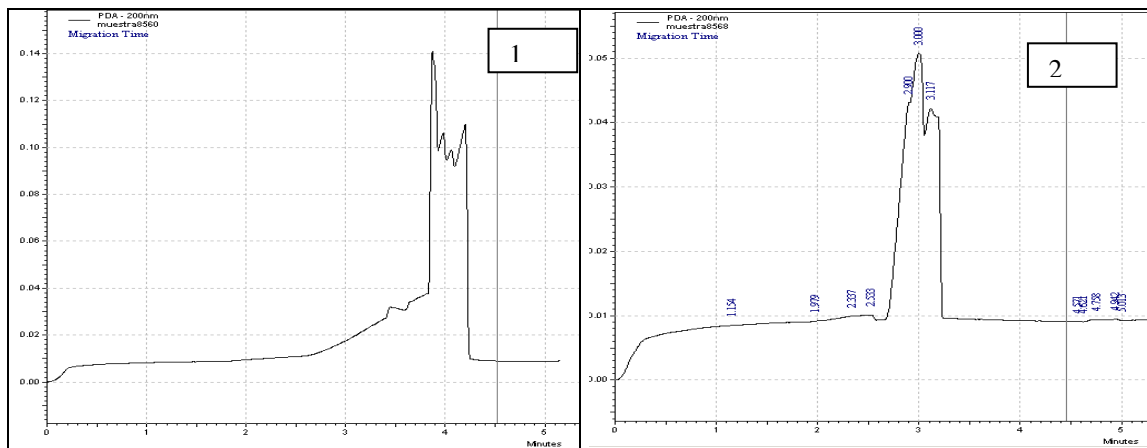


Figura 7: Resultados de muestras medioambientales de agua obtenidas por Electroforesis Capilar, Muestras 1 y 2.

4.7.3 Comparación de Porcentajes de recuperación obtenidos para Patrones de Nitratos (NO_3^-) y de Nitritos (NO_2^-) por ambas técnicas.

Para realizar la comparación de datos, se calculan los porcentajes de recuperación de Nitratos y de Nitritos de los resultados obtenidos por ambos métodos (tablas 6 y 7). Tanto en buffer como en agua, los porcentajes de recuperación de este estudio, son aceptables en comparación con la concentración teórica del patrón de nitratos analizado. Sin embargo, en buffer se presentan picos con mucha desviación frontal y trasera, por lo que cuando se quiere determinar el límite inferior de estudio en esta modalidad, no se puede determinar con facilidad. Se observa en las figuras 6, esta condición con la concentración 0,1 mg/l de este ion, que en medio acuoso acusa presencia y en medio buffer no se logra la detección.

Concentración de Nitratos (NO ₃ ⁻)								
Espectrofotometría					Electroforesis Capilar			
Patrón (mg/l)	Agua		Buffer		Agua		Buffer	
	Hallado (mg/l)	% Recuperación	Hallado (mg/l)	% Recuperac.	Hallado (mg/l)	% Recuperación	Hallado (mg/l)	% Recuperac.
20	20,79	103,95	19,89	99,45	19,83	99,15	21,00	105,00
20	20,99	104,95	19,79	98,95	19,77	98,85	20,51	102,55
10	10,09	100,90	10,12	101,20	9,54	95,40	10,08	100,80
10	10,15	101,50	10,41	104,10	10,50	105,00	10,42	104,20
5	5,05	101,00	5,21	104,20	4,78	95,60	5,24	104,80
5	5,00	100,00	5,06	101,20	4,76	95,20	5,20	104,00
1	1,01	101,00	0,96	96,00	---	---	---	---
1	1,03	103,00	0,99	99,00	----	---	----	---

Tabla 6. Porcentaje de recupero de Nitratos (NO₃⁻) analizados en espectrofotometría y CE.

Concentración Nitritos (NO ₂ ⁻)								
Espectrofotometría					Electroforesis Capilar			
Patrón (mg/l)	Agua		Buffer		Agua		Buffer	
	Hallado (mg/l)	% Recuperación	Hallado (mg/l)	% Recuperación	Hallado (mg/l)	% Recuperación	Hallado (mg/l)	% Recuperación
2,00	1,920	96,00	1,90	95,10	1,910	95,50	1,990	99,50
2,00	1,960	98,00	2,09	104,50	1,907	95,35	2,100	105,00
0,40	0,397	99,25	0,397	99,25	0,420	105,00	0,380	95,00
0,40	0,403	100,75	0,393	98,25	0,390	97,50	0,410	102,50
0,20	0,199	99,50	0,199	99,50	-----	-----	-----	-----
0,20	0,197	98,50	0,202	101,00	-----	-----	-----	-----
0,10	0,104	104,00	0,103	103,00	-----	-----	-----	-----
0,10	0,105	105,00	0,103	103,00	-----	-----	-----	-----
0,02	0,019	97,50	0,0207	103,50	-----	-----	-----	-----
0,02	0,021	105,00	0,0207	103,50	-----	-----	-----	-----

Tabla 7. Porcentaje de recupero de Nitritos (NO₂⁻) analizados en espectrofotometría y CE.

5. CONCLUSIONES

- Los resultados obtenidos han confirmado la versatilidad de las técnicas de CE para el análisis de Patrones de Nitratos y de Nitritos y de muestras en matriz acuosa.
- Se han observado las capacidades de la electroforesis capilar (CE), como alternativa viable, sencilla y rápida en comparación con otras técnicas como las del SMWW, sin la producción de desechos de reactivos perjudiciales para el medioambiente.
- La principal complejidad para desarrollar los métodos de determinación basados CE en medio acuoso, radica en la determinación de parámetros a fijar en cada caso, como la concentración y el pH de la disolución tampón, junto con la fuerza iónica resultante en el medio electrolítico de separación, la introducción del metanol como disolvente orgánico, que permiten mejorar la selectividad de la separación electroforética de compuestos. La utilización de 50 mM de tetraborato de sodio como electrolito portador permite una rápida separación de absorción de aniones sin necesidad de la adición de modificador de flujo externo.
- Los porcentajes de recuperación encontrados en ambos métodos aplicados se encuentran dentro de un rango aceptable ($\pm 5\%$) tanto para nitritos como nitratos.
- Los picos obtenidos en patrones preparados en buffer, presentan un grado de desviación en su forma gaussiana, sobre todo en la cola frontal (fronting).
- En medio acuoso la desviación no es tan marcada, posiblemente porque la separación está siendo interferida en buffer, como medio portador. [8]
- El análisis de muestras medioambientales arroja picos y áreas difíciles de separar con las variables adoptadas. Se podría conseguir una mejor resolución de los mismos pasando las muestras por un capilar de mayor longitud (60 cm) consiguiendo un mayor tiempo de retención e interacción de los iones con el capilar.
- En todos los casos evaluados se observa que con Buffer de Tetraborato 50 mM como electrolito soporte, se consiguen electroferogramas con mejor resolución en cuanto a los picos observados y las líneas de base, aunque permite la detección de concentraciones menores (límites de detección menores) en agua.

6. REFERENCIAS

- [1] M.I. Turnes Carou y P. López Mahia, *Capillary zone electrophoresis for the determination of light-absorbing anions in environmental samples* - Journal of Chromatography A, 918 (March 2001) 411–421 Elsevier, Amsterdam (2001).
- [2] Eva Blanco Romero, *Desarrollo De Nuevas Metodologías Analíticas Basadas en la Electroforesis Capilar en Medio No Acuoso para la Determinación de Contaminantes Emergentes en Muestras Medioambientales*- Universidad De Santiago De Compostela- Facultad De Química- Memoria para optar al grado de Doctora en Química-Santiago de Compostela, (2009).
- [3] Francisco Armijo Castro, *Tendencias En Las Técnicas Analíticas De Las Aguas*. -Cátedra de Hidrología Médica, Facultad de Medicina. UCM- III Jornadas sobre Aguas Minerales y Minero-Medicinales, (2003).

- [4] Environmental Protection Agency (EPA). Method 6500-Dissolved Inorganic Anions In Aqueous Matrices By Capillary Ion Electrophoresis. February (2007).
- [5] APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st, (2005).
- [6] Manual P/ACE ^(TM) MDQ - User's Guide For 32 Karat^(TM) - BECKMAN COULTER, (2003).
- [7] Chiral Methods Development Kit - User's Guide 2010 - BECKMAN COLUTER, (2010).
- [8] John W. Dolan; LCGC North America - Volume 21- Number 7, (2003).

APLICACIÓN DE COLUMNAS DE LECHO FIJO PARA CAPTAR METALES PESADOS EN AGUA

Alitta, Mónica P.; Baldo, María C.; Calbo, Vicente; Mercado, Manuel E.
y Munuce, Ana C.

GAIA, Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales

Facultad Regional La Rioja

Universidad Tecnológica Nacional

San Nicolás de Bari (Este) 1100 – (5300) La Rioja – Argentina.

palitta2@hotmail.com; cbaldo57@yahoo.com.ar; vicentecalbo@yahoo.com.ar;

mmercadoutnlr@yahoo.com.ar; cmunuce@arnet.com.ar

Resumen. *Este trabajo tiene como finalidad determinar a escala batch la efectividad de la lixiviación por columnas o con lecho fijo en la captación de iones de metales pesados en agua, utilizando como tamiz las zeolitas naturales. El método permite estudiar el proceso de captación a través del intercambio iónico, de un elemento indeseable disuelto en la solución percolante (Cr). Para ello se diseñó una batería de columnas de PVC de 4 cm de diámetro y 40 cm de largo, en cuyo interior se colocó zeolita molida en tres clases granulométricas regada con la solución dopada en concentraciones de 1, 3 y 5 mg/litro. El ensayo se realizó durante 5 días tomando muestras del lixiviado de cada una de las columnas en forma diaria. Como intercambiador iónico se eligió zeolita por su efectividad para adsorber/absorber iones de metales pesados. Como lixivante se utilizó una solución dopada de sales de cromo, la velocidad de goteo fue de 1,6 ml/min/cm². Se tomaron muestras diarias del lixiviado para realizar ensayos sobre contenido de Cr trivalente y Cr total. Los resultados obtenidos en los análisis muestran una mayor captación de Cr, en las columnas de menor granulometría, ratificando la hipótesis de trabajo.*

Palabras clave: Zeolita, Intercambio iónico, Cromo, Lixiviación.

1. INTRODUCCIÓN

Las zeolitas son una familia de minerales aluminosilicatos cristalinos. Actualmente se conocen unas cincuenta zeolitas naturales y más de ciento cincuenta se sintetizan para aplicaciones específicas como la catálisis industrial o como carga en la fabricación de detergentes. La clinoptilolita es una zeolita natural formada por la desvitrificación de ceniza volcánica en lagos o aguas marinas hace millones de años. Este tipo es la más estudiada y considerada la de mayor utilidad. La clinoptilolita, como otras zeolitas, tiene una estructura abierta formada por armazones tridimensionales de SiO₄ y AlO₄ unidos por átomos de oxígeno compartidos. Las cargas negativas de las unidades de AlO₄ se equilibran con la presencia de cationes intercambiables, como calcio, magnesio, sodio, hierro y potasio. Estos iones pueden ser desplazados por otras sustancias, por ejemplo iones de amoníaco y metales

pesados [1] [2]. Este fenómeno se le conoce como intercambio catiónico, y es esta capacidad de la clinoptilolita lo que le otorga propiedades de interés científico.

En esta armazón estructural los espacios son denominados “túneles” que son los que le otorgan esa característica de “porosidad”, que le permite a la zeolita capturar partículas contaminantes de hasta 4 micrones. Además tiene una carga negativa natural que le da la capacidad de absorber cationes, algunos contaminantes orgánicos y olores indeseables. Las zeolitas son muy selectivas de una variedad de cationes metálicos que pueden ser removidos de los efluentes líquidos a través del proceso de intercambio iónico, sumado al beneficio de ser un material con precios accesibles en el mercado local [3] [4].

Este trabajo tiene como objetivo principal demostrar la capacidad de la zeolita para adsorber el elemento pesado Cromo VI (forma soluble, tóxico y de mayor impacto ambiental) de los efluentes industriales que lo generan y presentar una solución para el tratamiento y su eliminación mediante la utilización de un mineral local, de bajo costo y que, además, está presente en varias zonas de la provincia de La Rioja.

2. METODOLOGIA

Para realizar la experiencia que nos permitiera estudiar el proceso de captación a través del intercambio iónico, de un elemento indeseable disuelto en una solución percolante (Cr), se diseñó una batería de columnas de PVC de 4 cm de diámetro y 40 cm de largo en cuyo interior se colocaron 250 gr de zeolita molida.

La zeolita fue caracterizada por el Instituto de Tecnología Minera (INTEMIN) dependiente del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR) como clinoptilolita-heulandita (informe 07-P129) [5] [6] [7].

El mineral se redujo de tamaño mediante trituración y molienda. La clasificación de tamaños se llevó a cabo en los laboratorios de la Dirección Provincial de Vialidad obteniéndose una distribución granulométrica como se muestra en la Tabla 1.

Tamiz N°	Tamaño (mm)	%	Peso pasante (gr)	Peso retenido (gr)	Clase	Peso total (gr)	Peso en c/columna (gr)
4	4,76	22,36	5.437,00	24.320,00			
8	2,38	14	3.397,00	2.040,00			
10	2,00	12,5	3.052,00	345,00	Grueso	909	250
12	1,68	10,8	2.615,00	437,00			
16	1,19	10,2	2.488,00	127,00			
18	1,00	8,35	2.031,00	457,00	Mediano	828	250
20	0,81	7,72	1.878,00	153,00			
30	0,59	6,83	1.660,00	218,00			
40	0,42	6,24	1.518,00	142,00	Fino	712	250
50	0,297	5,37	1.306,00	212,00			
60	0,250	4,9	1.191,00	115,00			
80	0,177	4,42	1.076,00	115,00			
100	0,149	3,9	948,00	128,00			
200	0,074	2,32	565,00	383,00	Extrafino	383	250

Tabla 1: Distribución granulométrica de las zeolitas utilizadas en el trabajo

De acuerdo a la distribución granulométrica lograda se adoptaron 3 clases granulométricas (gruesa, mediana y fina) llenando tres columnas con cada clase, la que fue regada con una solución de Dicromato de Potasio en concentraciones de 1, 3 y 5 mg/l (una por columna), haciendo un total de 9 columnas, como lo muestra la Figura 1.

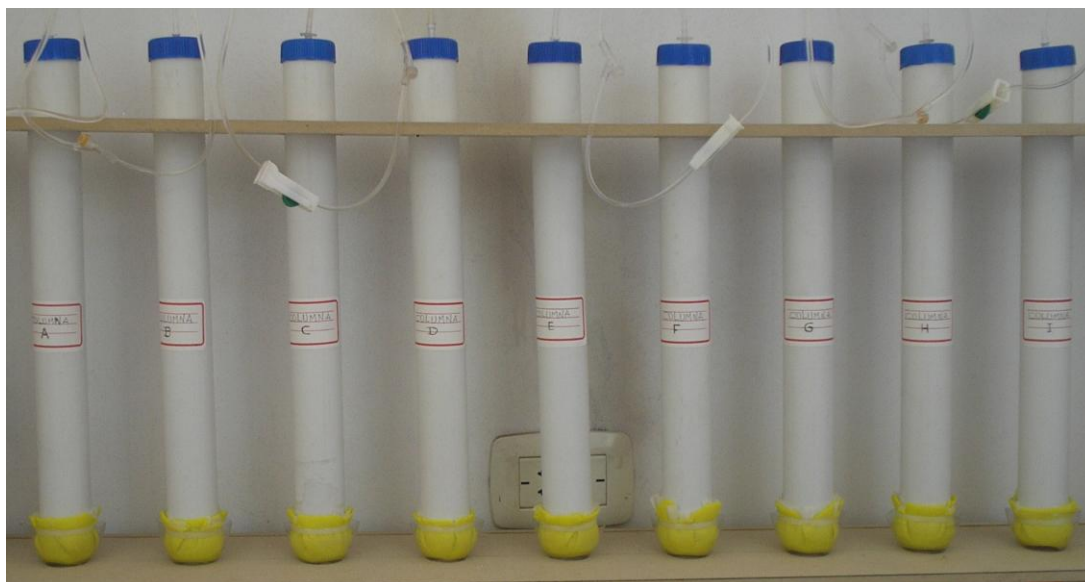


Figura N° 1: Columnas conteniendo la zeolita

La dimensión básica es el diámetro de las columnas, debiendo mantener como mínimo una relación 6:1 con respecto al tamaño máximo de la alimentación para reducir el efecto de deslizamiento de la solución por las paredes de la columna y que predomine el efecto de la percolación.

El ensayo se realizó durante 5 días, con una velocidad de goteo de 1,6 ml/min/cm². Se tomaron muestras diarias del lixiviado para realizar ensayos sobre contenido de Cr trivalente y Cr total. La Figura 2 muestra el diseño experimental.

Los análisis se realizaron en los laboratorios de INDUSER utilizando metodologías y equipamientos normalizados para los parámetros solicitados de acuerdo al siguiente detalle.

Cromo Total

Metodología	Equipamiento
EPA 3010 A/ 6010 C	Plasma de acoplamiento Inductivo con Espectroscopía de Emisión Óptica (ICP-OES) Perkin Elmer Optima 8300 acoplado a Automuestreador Perkin Elmer S10.

Cromo Trivalente

Metodología	Equipamiento
EPA 6010 C/ EPA 7196 A	Espectrofotómetro UV-Visible BIOCHROM LIBRA 12 con celdas de paso óptico de 10 y 50mm. (Stabilized Temperatura Platform Furnace) y Automuestreador AS 72. Plasma de acoplamiento Inductivo con Espectroscopía de Emisión Óptica (ICP-OES) Perkin Elmer Optima 8300 acoplado a Automuestreador Perkin Elmer S10.



Figura N° 2: Diseño experimental

3. RESULTADOS

De las muestras obtenidas se analizaron los lixiviados correspondientes al tercer y quinto día de ensayo, reservando el resto de muestras para posteriores comprobaciones. Los resultados de Cr(III) en las muestras analizadas dieron todos valores inferiores 0,10 mg/l. La Tabla 2 muestra los valores de Cr total contenido en el lixiviado.

Granulometría	Concentración Inicial (mg/l)	Día 3 (mg/l)	Día 5 (mg/l)
Fina	1	0,89	0,76
	3	2,83	2,21
	5	4,32	3,50
Mediana	1	0,91	0,83
	3	2,84	2,40
	5	4,34	3,82
Gruesa	1	0,94	0,86
	3	2,89	2,58
	5	4,46	3,96

Tabla 2: Cromo total contenido en el lixiviado

Se ha detectado un efecto no previsto, que deberá investigarse, consistente en la formación de un precipitado blanco, en los filtros de la columna "G", tal como se muestra en la Figura 3.



Figura 3: Precipitado blanco en la columna "G"

4. CONCLUSIONES

- Las zeolitas naturales constituyen un medio eficaz para retener cromo contenido en efluentes industriales.
- En la presente experiencia se ha demostrado que la retención aumenta con el tiempo de lixiviación.
- Sería conveniente repetir los ensayos utilizando como variable el tiempo de lixiviación para determinar la curva de retención y el tiempo óptimo de lixiviación.

- La retención aumenta con la superficie específica de la zeolita. A menor granulometría se han obtenido mejores retenciones.
- Sería conveniente realizar otra batería de ensayos para evaluar cuál es el límite de tamaño en el que se ve afectada la permeabilidad de la columna.
- Se ha detectado un efecto no previsto, que deberá investigarse, consistente en la formación de un precipitado blanco, en los filtros de las columnas.
- En una nueva experiencia sería útil realizar los análisis con equipamiento de mayor resolución que permitan la identificación y concentración de los diferentes cationes.

BIBLIOGRAFIA

- [1] G. Rodríguez Fuentes, I. Rodríguez Iznaga. Eliminación de metales tóxicos mediante zeolitas naturales. *Environmental Science & Technology*. 28. 452-456, (1998).
- [2] E. Gil Pavas, C. Saldarriaga Molina, A. Ocampo González. Uso de cenizas volantes en la eliminación de Cr (III) de aguas residuales. III Taller Iberoamericano sobre Catálisis para la Protección Ambiental, 207-212, (2001).
- [3] L. Ventura Gutiérrez. Análisis de dos tecnologías de bajo costo para la descontaminación de metales pesados: uso de zeolitas y reducción microbiana de cromatos. Tesis de Maestría en Metalurgia Extractiva, Universidad Nacional de San Juan, (2006).
- [4] L. Ventura Gutiérrez. "Tecnologías de bajo costo para la descontaminación de metales". I.S.B.N. N° 978-3-8443-4606-6, Editorial Académica Española, (2012).
- [5] Instituto de Tecnología Minera, Servicio Geológico Minero Argentino. Caracterización de muestras de zeolita. Informe 03PO76 final, (2003).
- [6] R. Carrizo, A. Prieri, O. Marcos, E. Donnari. Potencial geológico y minero de manifestaciones sedimentarias de tobas ceolíticas en el distrito Paganzo, de la provincia de La Rioja, Argentina. Informe del Servicio Geológico Minero Argentino, Delegación La Rioja, (2006).
- [7] Instituto de Tecnología Minera, Servicio Geológico Minero Argentino. Adsorción de Cs en zeolitas. Informe 09PO26, (2009).

INFLUENCIA DE LOS DISTINTOS PARÁMETROS DE REACCIÓN EN LA DEGRADACIÓN FOTOCATALÍTICA DE ÁCIDO NARANJA 7 UTILIZANDO TAMICES MOLECULARES MODIFICADOS CON CROMO Y TITANIO.

Sabre¹, Ema V., Elías^{1,2}, Verónica R., Eimer^{1,2}, Griselda A. y Casuscelli^{1,2}, Sandra G.

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ)

Facultad Regional Córdoba

Universidad Tecnológica Nacional

Maestro López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba Capital. CP. 5016.

e-mail: esabre@quimica.frc.utn.edu.ar, <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq>

2: CONICET.

Resumen. *Catalizadores mesoporosos modificados con una carga de Cr del 1,5% p/p y de Ti del 22% p/p fueron evaluados en la degradación fotocatalítica del colorante Ácido Naranja 7 (AO7), alcanzando una degradación del 80% con una concentración de catalizador de 1 g/L y de 20ppm de colorante. En este trabajo se evaluó la influencia de los distintos parámetros de reacción en la degradación del AO7, con el objeto de optimizarlos. En particular se estudió el efecto de la variación de: concentración inicial de AO7, concentración del catalizador y valor del pH inicial. Para ello el rango de concentración estudiado de AO7 fue entre: 5-30 mg/L; el rango de catalizador evaluado fue: 0,6-1,6 g/L; finalmente el pH del medio se varió entre 2 y 7. De los resultados obtenidos pudo concluirse que bajo las siguientes condiciones optimizadas: 20ppm de AO7, 1g/L de TiO₂/Cr/MCM-41 y sin modificar el pH, puede obtenerse una degradación del colorante próximo al 86%, luego de 5 horas de reacción. Para analizar la biodegradabilidad del colorante se midió la relación DBO₅/DQO, encontrando un valor de 0,52 luego de 20 h de irradiación. Estos resultados indican que es posible incrementar la biodegradabilidad del AO7 mediante oxidación fotocatalítica, bajo las condiciones optimizadas.*

Palabras clave: Efluentes acuosos, Degradación de colorantes azoicos, Optimización de las variables de reacción.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es considerada, hoy en día, un elemento escaso y vulnerable, esencial para la vida y fundamental para el progreso social. En consecuencia, la sobrevivencia de la humanidad depende en gran medida del uso armónico, eficiente y sustentable de los recursos hídricos del planeta. Pese a ello, en diversas regiones del mundo se observa un accionar inadecuado por parte del hombre: derroches de agua por la falta de instrumentos que los sancionen; déficit de servicios básicos de abastecimiento de agua potable y saneamiento;

degradación de cursos superficiales (tanto por la descarga de efluentes urbanos e industriales con fuerte carga contaminante como por el manejo inadecuado de las cuencas hidrográficas); severas consecuencias de la falta de regulación del uso del suelo ante inundaciones, etc. El consumo de agua potable, que constituye un uso consuntivo prioritario a nivel mundial, resulta así afectado por el deterioro de los recursos hídricos [1].

Los datos cuantitativos indican que sólo el 2,5% del agua del planeta corresponde a agua dulce. A su vez, sólo el 1% de las reservas mundiales corresponden a agua dulce fácilmente disponible para su uso. América del Sur conjuntamente con Asia son las regiones que poseen los mayores recursos hídricos del planeta, con 12.030 y 13.510 km³ respectivamente [2]. En otras palabras, ello equivale a suponer una lámina de agua dulce que cubriría la superficie de cada uno de estos continentes, con espesores de 675 y 300 mm respectivamente.

En este contexto, en los últimos años se ha emprendido un camino, aunando esfuerzos, con el propósito de proteger este recurso. Sin embargo, existen industrias como la textil y la del cuero, que presentan notables problemas medioambientales vinculados principalmente al uso y la gestión del agua. El impacto ambiental de sus efluentes líquidos es muy diverso por la gran variedad de materias primas, reactivos y métodos de producción empleados en ellos [3]. Estas industrias consumen diariamente grandes cantidades de agua en la mayoría de sus procesos y sus efluentes son difíciles de tratar debido a la presencia de compuestos generalmente no biodegradables. Algunos de estos compuestos orgánicos derivan de colorantes sintéticos, de los cuales los tipo azoicos representan alrededor del 60-70% de los comúnmente utilizados. Estos compuestos son "no biodegradables" [4] y sus desechos pueden generar eutrofización y subproductos peligrosos a través de la oxidación, hidrólisis u otras reacciones químicas que tienen lugar en las aguas residuales [5].

La degradación de estos efluentes ha recibido una atención creciente, si bien las técnicas físico-químico tradicionales (adsorción en carbón activado, ultrafiltración, osmosis inversa, oxidación por agentes químicos, etc.) pueden generalmente ser utilizadas eficientemente, ellas no son destructivas ya que sólo transfieren los compuestos orgánicos presentes en el agua a otra fase, causando así una contaminación secundaria [6,7]. En cuanto a los tratamientos biológicos, son ineficaces para la degradación de colorantes debido al alto grado de compuestos aromáticos presentes en las moléculas de los tintes modernos y a su estabilidad. Los compuestos azoicos son resistentes a la degradación aeróbica y en condiciones anaerobias, se reduce la unión azo para generar aminas aromáticas, que si bien son incoloras pueden ser tóxicas y potencialmente cancerígenas [4]. Por todas estas razones, el desarrollo de nuevas tecnologías que produzcan la destrucción completa de los contaminantes es esencial para la depuración de efluentes acuosos.

En este contexto, los Procesos de Oxidación Avanzada (POA) surgen como métodos de remediación y tratamiento de efluentes industriales debido a su capacidad para degradar completamente una amplia variedad de contaminantes orgánicos [8,9]. Entre ellos, uno de los POA que se aplica para la degradación de contaminantes acuosos, es la fotocatalisis heterogénea. Este proceso se basa en la activación de un material semiconductor mediante la absorción de fotones de luz de determinada energía (visible o UV-visible). Esta absorción

genera separación de cargas, las cuales pueden migrar a la superficie del catalizador e inducir reacciones de transferencia electrónica con una gran variedad de sustratos adsorbidos en ella [8,10]. La fotocatalisis tiene la ventaja de ser de naturaleza destructiva, y puede ser llevada a cabo bajo condiciones ambientales utilizando O_2 atmosférico como oxidante para alcanzar la completa mineralización de carbono orgánico a CO_2 [11].

Estudios recientes indican que materiales mesoporosos del tipo M41S con distribución uniforme de poros (2-10 nm), alta área superficial ($1000\text{ m}^2/\text{g}$) y volumen de poros ($1,3\text{ mL/g}$) pueden ser exitosamente empleados en fotocatalisis [12,13,14].

En este trabajo se presenta la optimización de los distintos parámetros que influyen sobre la degradación fotocatalítica del AO7 bajo luz visible, utilizando como fotocatalizador tamices moleculares del tipo MCM-41 modificados con Cromo y Titanio.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Síntesis del catalizador

El catalizador empleado para realizar este estudio fue seleccionado teniendo en cuenta los resultados publicados anteriormente [15], donde se prepararon y evaluaron tamices moleculares con distintos contenidos de Cr e impregnados con Ti. El fotocatalizador que presentó la mayor actividad catalítica fue el denominado $TiO_2/Cr/MCM-41(3,5)$ con una degradación del AO7 cercana a 80% luego de 5 h de irradiación. Esta actividad fue asignada a la presencia de especies Cr^{6+} y al efecto sinérgico o de heteroconjugación entre Cr y Ti lo cual se traduce en un incremento en la fotodegradación del colorante estudiado [15]. La síntesis del tamiz molecular mesoporoso MCM-41 se realizó según lo reportado previamente [16] utilizando Tetraetoxisilano (TEOS) como fuente de silicio y Bromuro de hexadecil trimetil amonio (CTAB) como agente director de estructura. Este material fue modificado con Cr por impregnación vía húmeda según lo reportado en [17] utilizando una solución acuosa de $Cr(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ para alcanzar una carga teórica de 3,5% p/p. El sólido obtenido se secó a $60^\circ C$ y luego se calcinó por 9 h a $500^\circ C$. Luego, al material modificado con Cr se le adicionó Ti para lo cual se utilizó una solución de 3,3% p/p de n-butóxido de titanio en isopropanol. El material obtenido se denominó $TiO_2/Cr/MCM-41(3,5)$. La caracterización fisicoquímica de estos materiales fue previamente reportada [15].

2.2. Evaluación Fotocatalítica

Las reacciones de degradación fotocatalítica se llevaron a cabo en un fotoreactor que consiste de un tubo de vidrio de borosilicato de 0,85 L de capacidad con una pieza de vidrio sinterizado colocado en el fondo y cuatro lámparas UVvis (Actinic BL 20 W, Philips) colocadas alrededor del tubo. Estas lámparas emiten un espectro continuo entre 350 y 400 nm y dos bandas a 404 y 438 nm. Para evitar la dispersión de la radiación una lámina de aluminio se colocó alrededor del fotoreactor. Para controlar la temperatura de la reacción un tubo de vidrio se colocó en el centro del reactor para permitir la circulación de agua de refrigeración. Para esto se utilizó una bomba de recirculación y un baño termostático, manteniendo la temperatura del medio a $20 \pm 0,2^\circ C$. Para excluir la radiación UV ($< 380\text{nm}$) en las

evaluaciones fotocatalíticas llevadas a cabo bajo radiación visible, se colocó un filtro de acrílico de 4 mm de grosor entre las lámparas y el tubo de vidrio. De esta manera dos bandas de la radiación de las lámparas están disponibles para la reacción. Es importante tener en cuenta que al estar colocado el filtro la radiación disponible es aproximadamente el 10% de la emitida por las lámparas. El volumen de reacción utilizado en cada experimento fue de 0,5 L. Para asegurar una adecuada suspensión del catalizador, un flujo de aire de 1 L/min fue inyectado desde un compresor a través de la pieza de vidrio sinterizado colocado en el fondo del reactor. Con este flujo se aseguró que sea alcanzada una saturación de oxígeno del 90%. Para las experiencias en las cuales el pH fue modificado, se utilizaron cantidades apropiadas de soluciones de H_2SO_4 o NaOH. El pH-metro utilizado fue un Denver Instrument Modelo UP-5, previamente calibrado con soluciones reguladoras. Antes de comenzar la irradiación, la suspensión de colorante-catalizador fue agitada en la oscuridad bajo flujo de aire por 45 min para alcanzar el equilibrio de adsorción/desorción. Luego de este período, una muestra inicial fue extraída para poder calcular la concentración inicial de AO7 (C_0) comenzando a continuación la corrida experimental. Se tomaron muestras a intervalos de 1h, las cuales fueron filtradas y analizadas por Espectroscopia UV-vis para medir la concentración de AO7 (C) remanente, utilizando un espectrómetro Jasco 7800 a una longitud de onda de 485 nm. La eficiencia de la decoloración se calculó según la siguiente ecuación:

$$\text{---} \quad (1)$$

El grado de mineralización del AO7 fue medido a partir de los cambios en la concentración del Carbono Orgánico Total (TOC), utilizando un Analizador TOC/TN_b Vario TOC cube. La eficiencia de la mineralización se definió según la siguiente ecuación:

$$\text{---} \quad (2)$$

Donde TOC es el valor de la concentración del Carbono Orgánico Total medido al tiempo t, y el valor de TOC₀ corresponde al valor de TOC medido a t=0.

Para analizar la biodegradabilidad del medio de reacción, se midió la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno medida a 5 días (DBO₅). La DQO se midió mediante el método de refluo cerrado, por colorimetría [18], en tanto la medición de DBO₅ se realizó empleando el método respirométrico [18] con un sistema de DBO (Velp Scientifica) y Polyseed Inoculum (Interlab).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudio de los parámetros que influyen en la degradación de AO7

3.1. Efecto de la cantidad de catalizador

El efecto de la cantidad de catalizador sobre la degradación del AO7 se estudió variando la concentración de $TiO_2/Cr/MCM-41(3,5)$ entre 0,6 g/L y 1,6 g/L. La reacción se llevó a cabo con una concentración de AO7 de 20 ppm y a pH natural.

Los resultados de la concentración normalizada del AO7 en función del tiempo de irradiación para las distintas concentraciones de catalizador se muestran en la Figura 1.

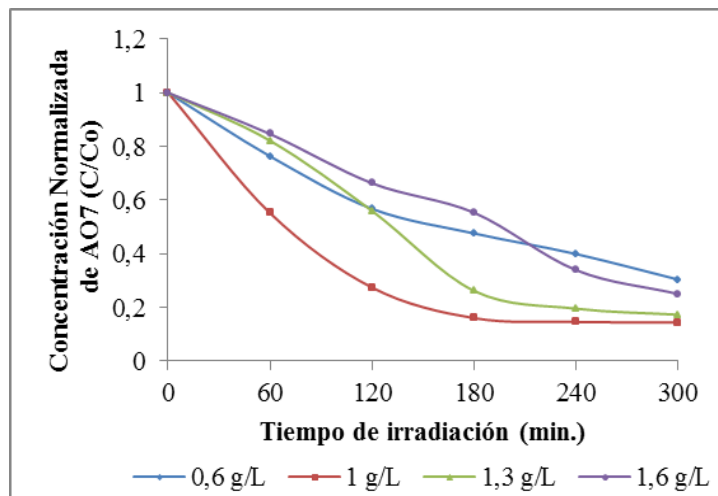


Fig. 1. Efecto de la concentración del catalizador en la degradación de AO7. Condiciones de reacción: 20 ppm AO7, pH natural, irradiación visible.

La Figura 2 muestra la variación de la eficiencia de la degradación del AO7 calculadas a 5 h de irradiación, en función de las distintas concentraciones del catalizador. Como puede observarse a medida que aumenta la concentración del catalizador aumenta la eficiencia de la degradación del AO7 pasando por un máximo aproximadamente a 85,6% para una concentración del $\text{TiO}_2/\text{Cr}/\text{MCM-41}(3,5)$ de 1 g/L. Un posterior incremento de la concentración de catalizador resulta en una disminución de la degradación. Este comportamiento posiblemente se deba a que al aumentar la cantidad de catalizador aumentan los sitios activos disponibles para la adsorción del colorante, alcanzando un máximo. A mayores concentraciones, se observa un aumento en la turbidez en la solución, la cual produce una disminución en la penetración de la radiación visible y por lo tanto el volumen de solución foto-activada decrece [19-21]. Bajo estas condiciones parte de la radiación es dispersada por el catalizador suspendido, resultando en una reducción del número de fotones absorbidos y por tanto disminuyendo la eficiencia fotocatalítica.

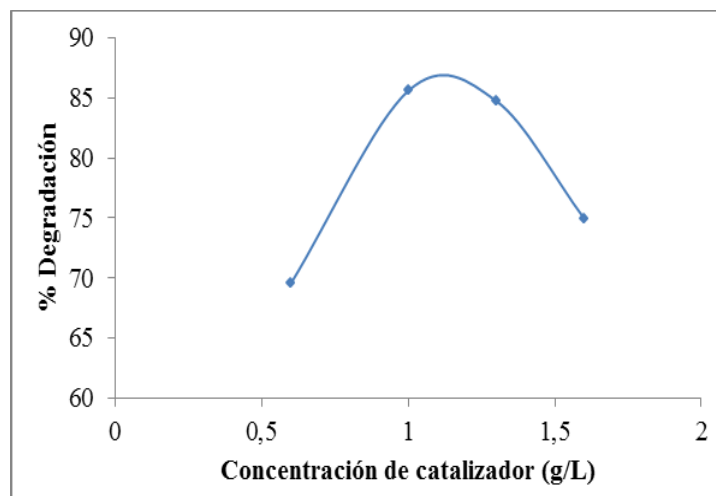


Fig. 2. Efecto de la concentración del catalizador en la degradación de AO7 a 5 h de irradiación.

3.2. Efecto del pH

Dentro de los parámetros de operación, el pH del medio se considera uno de los más importantes para la reacción fotocatalítica. En particular para los efluentes provenientes de procesos que utilizan colorantes, es importante estudiar esta variable en detalle dado a que son descargados a diferentes valores de pH [22]. Para ello los experimentos se llevaron a cabo variando los valores de pH entre 2 y 7, agregando para ello una cantidad apropiada de una solución de Na(OH) o H₂SO₄. En una reacción típica se utilizó una concentración de 20 ppm de AO7 y una concentración de catalizador de 1 g/L. En la Figura 3 se observa cómo afecta el pH a la degradación del AO7 en función del tiempo de irradiación.

En la Figura 4 se muestra la eficiencia de la degradación de la solución de AO7 en función del pH. De la gráfica se observa que la degradación máxima se obtiene para un pH cercano a 5, que corresponde al pH sin modificar de la solución. A medida que el valor de esta variable aumenta, la eficiencia del proceso fotocatalítico comienza a descender. Esto posiblemente se deba a que el pH inicial influencia fuertemente el estado de adsorción, el cual es esencial para la fotodegradación del colorante. Así a pH altos la superficie del catalizador se carga negativamente, disminuyendo la adsorción de los colorantes aniónicos como el AO7 [6,23]. En tanto a pH ácidos se piensa que se produce una fuerte adsorción del colorante sobre la superficie del catalizador, lo que genera una disminución de la eficiencia.

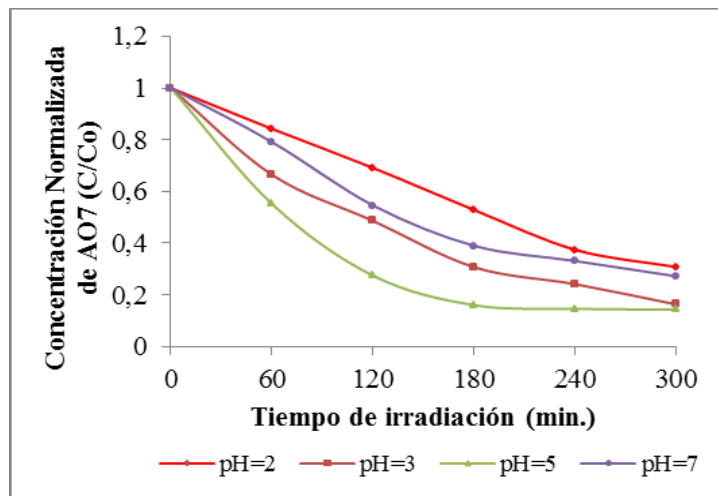


Fig. 3. Efecto del pH en la degradación de AO7.
Condiciones de reacción: 20 ppm AO7, 1g/L de $\text{TiO}_2/\text{CrMCM-41}(3,5)$, irradiación visible.

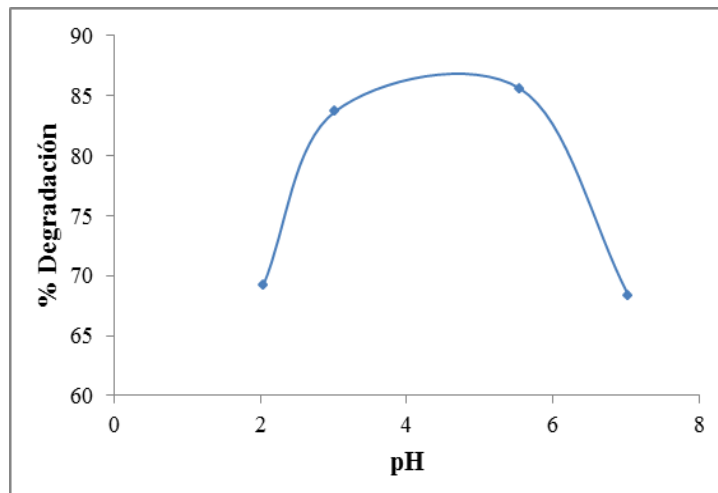


Fig. 4. Efecto del pH en la degradación de AO7 a 5 h de irradiación.

3.3. Efecto de la concentración inicial de colorante

Luego de optimizar el valor del pH y de la concentración del catalizador, se estudió la influencia de la concentración de la solución del colorante sobre la eficiencia de la degradación. Para ello se varió la concentración de AO7 entre 5 y 30 ppm, teniendo en cuenta que estas concentraciones se asemejan a aquellas que poseen los efluentes coloreados provenientes de las industrias textiles.

En la Figura 5 se observa que a medida que se aumenta la concentración de AO7, aumenta la eficiencia de degradación. El máximo se obtiene para una concentración de 20 ppm, e inmediatamente después, la curva comienza a descender como consecuencia del aumento de la concentración. Este comportamiento puede explicarse considerando el aumento de

moléculas de colorante, las cuales absorben la luz y no permite que la misma llegue al catalizador disminuyendo así la eficiencia [11,20,24].

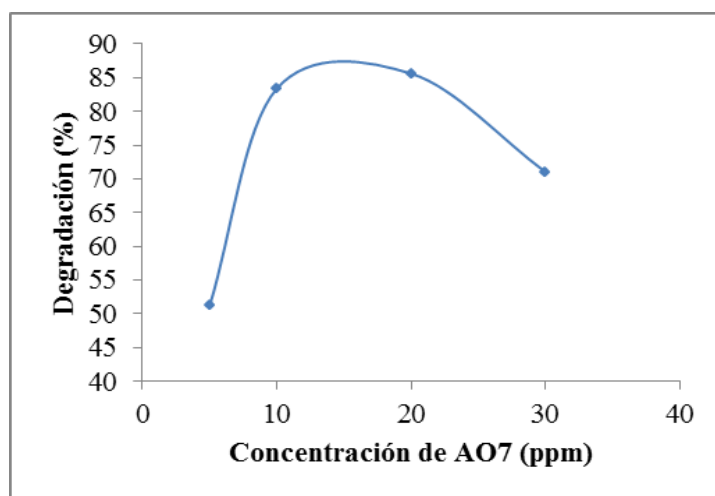


Fig. 5. Efecto de la concentración de AO7 en la degradación de AO7 a 5 h de irradiación.

Sabiendo que el AO7 no puede ser degradado biológicamente debido a la complejidad que presenta su molécula (además de la unión azo presenta anillos naftalénico y bencénico), se realizó un estudio del grado de mineralización y de la biodegradabilidad del medio de reacción, con el propósito de establecer si la fotocatalisis puede ser empleada como un método de pre-tratamiento.

La mineralización del AO7, calculada como el porcentaje de TOC removido bajo las condiciones optimizadas a 5 h de irradiación fue del 25%, lográndose con un mayor período de irradiación, específicamente 20 h, un incremento en este valor de alrededor del 35%.

Muestra	DQO (mg O ₂ /L)	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DBO ₅ /DQO
AO7: 20 ppm	27,63	0	0
Luego de 5 h de irradiación.	18,25	< 2	0,11
Luego de 20 h de irradiación.	17,40	9	0,52

Tabla 1. Valores de DQO, DBO₅ y DBO₅/DQO medidos en el medio de reacción luego de 5 h y 20 h de irradiación bajo los parámetros de reacción óptimos.

En cuanto a la biodegradabilidad de la solución, se expresó como una relación de DBO₅/DQO [25,26]. De acuerdo a la bibliografía un efluente puede ser considerado como biodegradable cuando la relación DBO₅/DQO se encuentra entre 0,4 y 0,8 [25,27]. En la Tabla 1 se presentan los resultados de biodegradabilidad a distintos tiempos de irradiación. La relación varió de 0 a 0,11 luego 5 h de irradiación, logrando una

decoloración cercana al 86%. Mientras que para una degradación completa del AO7 (aproximadamente del 97%), que se alcanzó luego de 20 h de irradiación, la relación DBO₅/DQO aumentó a 0,52. Estos resultados permitieron inferir que la oxidación fotocatalítica puede ser empleada como un método de pre-tratamiento de sustancias orgánicas recalcitrantes presentes en efluentes acuosos inicialmente no biodegradables.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se estudiaron los diferentes parámetros que influyen en el proceso de oxidación fotocatalítica del AO7 en presencia de luz visible, utilizando como catalizador TiO₂/Cr/MCM-41(3,5). Este catalizador fue seleccionado ya que presenta una alta actividad fotocatalítica en la degradación del AO7. De los resultados obtenidos puede concluirse que un porcentaje de degradación del colorante próximo al 86% luego de 5 horas de irradiación fue alcanzado bajo las siguientes condiciones optimizadas: 20 ppm de AO7, 1g/L de TiO₂/Cr/MCM-41 y sin modificar el pH de la solución. El valor obtenido del porcentaje de remoción de TOC, aproximadamente 35% a las 20 h de irradiación, permitió comprobar la completa mineralización del AO7. Además, se estudió la biodegradabilidad de la solución, obteniéndose un valor de la relación DBO₅/DQO de 0,52, luego de 20 h de irradiación. Este valor se encuentra dentro del rango reportado como efluente biodegradable, por lo que, a partir de estos resultados se pudo concluir que la oxidación fotocatalítica del AO7 bajo luz visible, puede utilizarse como método de pre-tratamiento para lograr la biodegradabilidad del efluente coloreado.

REFERENCIAS

- [1] J. Bertoni, F. Alonso y F. Ganancias, "Tendencias actuales en el gerenciamiento del recurso hídrico", *Unica*. Vol. **95**, pp. 47-52, (2005).
- [2] I. Shiklomanov, *World water resources: modern assessment and outlook for the 21-st century*, UNESCO, (1999).
- [3] United States Environmental Protection Agency (EPA), (1997).
- [4] C. Guaratini y M. Zanoni, "Corantes texteis", *Qca. Nova*. Vol. **23**, pp. 71-78, (2000).
- [5] A. Houas, H. Lachheb, M. Ksibi, E. Elaloui, C. Guillard y J.M. Hermann, "Photocatalytic degradation pathway of methylene blue in water", *Appl. Catal. B. Environ.* Vol. **31**, pp. 145-157, (2001).
- [6] H. Lachheb, E. Puzenat, A. Houas, M. Ksibi, E. Elaloui, C. Guillard y J.M. Herrmann, "Photocatalytic degradation of various types of dyes (Alizarin S, Crocein Orange G, Methyl Red, Congo Red, Methylene Blue) in water by UV-irradiated titania", *Appl. Catal. B. Environ.* Vol. **39**, pp. 75-90, (2002).
- [7] Y. M. Slokar y A. M. Le Marechal, "Methods of Decoloration of Textile Wastewaters", *Dyes Pigments*. Vol. **37**, pp. 335-356, (1998).
- [8] A. Bhattacharyya, S. Kawi y M. Ray, "Photocatalytic degradation of orange II by TiO₂ catalysts supported on adsorbents", *Catal. Today*. Vol. **98**, pp. 431-439, (2004).
- [9] S. Anandan, "Photocatalytic effects of titania supported nanoporous MCM-41 on degradation of methyl orange in the presence of electron acceptors", *Dyes Pigments*. Vol. **76**, pp. 535-541, (2008).
- [10] L. Davydov, E. Reddy, P. France y P. Smirniotis, "Transition Metal Substituted Titania Loaded

- MCM-41 as Photocatalysts for the Degradation of Aqueous Organics in Visible Light”, *J. Catal.* Vol. **203**, pp. 157-167, (2001).
- [11] I. Konstantinou y T. Albanis, “TiO₂-assisted photocatalytic degradation of azo dyes in aqueous solution: kinetic and mechanistic investigations. A review”, *Appl. Catal. B: Environ.* Vol. **49**, pp. 1-14, (2004).
- [12] C. Kresge, M. Leonowicz, W. Roth, J. Vartuli y J. Beck, “Ordered mesoporous molecular sieves synthesized by a liquid-crystal template mechanism”, *Nature*. Vol. **359**, pp. 710-712, (1992).
- [13] J. Vartuli, K. Schmidt, C. Kresge, W. Roth, M. Leonowicz, S. Mccullen, S. Hellring, J. Beck y J. Works. Association/Water Environmental Federation, Washington DC, 1998.
- [14] D. Park, J. Zhang, K. Ikeue, H. Yamashita y M. Anpo, “Photocatalytic Oxidation of Ethylene to CO₂ and H₂O on Ultrafine Powdered TiO₂ Photocatalysts in the Presence of O₂ and H₂O”, *Journal of Catal.* Vol. **185**, pp. 114–119, (1999).
- [15] V. Elías, E. Sabre, K. Sapag, S. Casuscelli y G. Eimer, “Influence of the Cr loading in Cr/MCM-41 and TiO₂/Cr/MCM-41 molecular sieves for the photodegradation of Acid Orange 7”, *Applied Catal. A: General.* Vol. **413–414**, pp. 280–291, (2012).
- [16] V. Elías, M. Crivello, E. Herrero, S. Casuscelli y G.A. Eimer, “Some considerations to optimize the synthesis procedure and the structural quality of mesostructured silicas”, *J. Non-Cryst. Solids.* Vol. **355**, pp. 1269–1273, (2009).
- [17] V.R. Elías, E.G. Vaschetto, K. Sapag, M.E. Crivello, S.G. Casuscelli y G.A. Eimer, “Synthesis and Photocatalytic Activity of Titania-Loaded Transition Metal-Modified MCM-41 Molecular Sieves”, *Top. Catal.* Vol. **54**, pp. 277–286, (2011).
- [18] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., American Public Health Association/ America Water Works Association/ Water Environmental Federation, Washington DC, 1998.
- [19] B. Neppolian, S. Sakthivel, B. Arabindoo, M. Palanichamy y V. Murugesan, “Photocatalytic degradation of textile dye commonly used in cotton fabrics”, *Stud. Surf. Sci. Catal.* Vol. **113**, pp. 329–335, (1998).
- [20] G. A. Epling y C. Lin, “Photoassisted bleaching of dyes utilizing TiO₂ and visible light”, *Chemosphere.* Vol. **46**, pp. 561–570, (2002).
- [21] G. Marci, V. Augugliaro, A. Bianco Prevot, C. Baiocchi, E. Garcia-Lopez, V. Loddo, L. Palmisano, E. Pramauro y M. Schiavello, *Annali di Chimica by Societa Chimica Italiana.* Vol. **93**, pp. 639–645, (2003).
- [22] Q. Xiao, J. Zhang, C. Xiao, Z. Si y X. Tan, “Solar photocatalytic degradation of methylene blue in carbon-doped TiO₂ nanoparticles suspension”, *Sol. Energy.* Vol. **82**, pp. 706–713, (2008).
- [23] W. Z. Tang, Z. Zhang, H. An, M. O. Quintana y D. F. Torres, “TiO₂ UV photodegradation of azo dyes in aqueous solutions”, *Environmental Technology.* Vol. **18**, pp. 1–12, (1997).
- [24] C. Zhu, L. Wang, L. Kong, X. Yang, S. Zheng, F. Chen, F. Maizhi y H. Zong, “Photocatalytic degradation of azo dyes by supported TiO₂ UV in aqueous solution”, *Chemosphere.* Vol. **41**, pp. 303–309, (2000).
- [25] E. Chamorro, A. Marco y S. Esplugas, “Use of Fenton reagent to improve organic chemical biodegradability,” *Water Res.* Vol. **35** (4), pp. 1047–1051, (2001).
- [26] J. Scott y D. Ollis, “Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: review and recommendations”, *Environ. Prog.* Vol. **14** (2), pp. 88–103, (1995).
- [27] F. Al-Momani, J. Degorce-Dumas, J. Roussy y O. Thomas, “Biodegradability enhancement of textile dyes and textile wastewater by VUV photolysis”, *Photochem. Photobiol. A.* Vol. **153**, pp. 191–197, (2002).

ESTUDIOS DE SORCIÓN PARA LA ELIMINACIÓN DE Cr(III) EN AGUA EMPLEANDO COLUMNA DE LECHO FIJO DE CÁSCARA DE NARANJA: EFECTO DEL FLUJO, CONCENTRACIÓN DEL METAL Y TAMAÑO DE PARTÍCULA

Gulisano, Matías N.; González, Juan C.; Failo, Paula y Sala, Luis F.

Área química general. Dpto. Química-Física.
Facultad de Ciencias Bioquímicas y Farmacéuticas.
UNR-IQUIR-CONICET
S2002LRK Rosario – Argentina
e-mail*: mngulisano@gmail.com
e-mail: gonzalez@iquir-conicet.gov.ar
e-mail: sala@iquir-conicet.gov.ar

Resumen. *La biosorción es empleada para depurar los efluentes contaminados con metales provenientes de la actividad industrial. El cromo es utilizado en la producción de acero inoxidable y en la manufacturación del cuero. Los efluentes industriales contienen Cr(III) en exceso, por lo cual deben desarrollarse metodologías de bajo impacto ambiental para eliminarlo y evitar su incorporación al medio. Este trabajo se focaliza en la biosorción de Cr(III) en columna. Los experimentos en lote demuestran que la cáscara de naranja posee una capacidad de retención de Cr(III) (q_{max}) de 39,0 mg de Cr(III)/g de biomasa. En los experimentos, a temperatura ambiente y pH 3,5, se usó una columna de 2,0 cm de diámetro empacada con cáscara de naranja con una molienda en el rango 0,3-2 mm. Se utilizaron soluciones de Cr(III) como afluente de la columna. Se tomaron alícuotas del eluido y la concentración de Cr(III) se determinó por método colorimétrico de la difenilcarbazida. Se evaluó el efecto de la concentración del contaminante, el flujo y el tamaño de partícula en la eficiencia de la biosorción de Cr(III). Los parámetros más afectados fueron: el tiempo de quiebre (t_b), el tiempo de saturación (t_s) y la capacidad de sorción (q).*

Palabras clave: columna, cáscara de naranja, cromo, remediación, biosorción, tiempo de quiebre.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Características principales del Cromo

El elemento cromo (Cr) tiene de número atómico igual a 24 y se encuentra en el grupo 6 de la tabla periódica de los elementos. Es el vigésimo primer elemento en abundancia de la corteza terrestre, con una concentración promedio de 100 mg/kg.

El cromo es un metal de transición duro, frágil, gris acerado y brillante. Es muy resistente frente a la corrosión. El cromo es su estado de oxidación +3, Cr(III), es la especie más común en la naturaleza. A $\text{pH} > 6$ precipita como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (s) y por esta razón se lo suele clasificar como “inmóvil”, mientras que a $\text{pH} < 5$ se encuentra como acuocomplejo, $[\text{Cr}(\text{OH}_2)_6]^{3+}$ (ac). La presencia de ácidos orgánicos (cítrico, oxálico, ácido dietilentriaminopentaacético o ácido fúlvico, naturalmente encontrados en suelos y raíces) hace que el Cr(III) permanezca como complejo soluble hasta $\text{pH} \approx 8$.¹

En contraste con el estado reducido, las diferentes formas en las que se presenta el elemento cromo en su estado de oxidación +6, Cr(VI), son solubles y por tanto móviles en aguas subterráneas, además de ser especies de alta reactividad y toxicidad.^{2,3} A pH ácido y dependiendo de la concentración de la especie, puede presentarse bajo la forma de oxoanión: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (dicromato), HCrO_4^- (cromato ácido) o como H_2CrO_4 (ácido crómico). A pH alcalino el Cr(VI) existe bajo la forma del oxoanión CrO_4^{2-} (cromato).

Estos dos estados de oxidación son de fácil inter-conversión, dependiendo de las condiciones ambientales: aerobiosis o anaerobiosis, presencia de agentes reductores u oxidantes, pH y temperatura.

1.2. Usos del cromo

El cromo se presenta en el medio ambiente como Cr(III), Cr(VI) y Cr(0). El Cr(III) es la forma natural más estable mientras que el Cr(VI) y el Cr(0) son producidos principalmente mediante procesos industriales. El Cr metálico posee un alto punto de fusión por lo que se usa principalmente en manufacturas de acero y otras aleaciones. El Cr(III) se usa en la fabricación de ladrillos para altas temperaturas (refractarios) empleados en hornos industriales, en el curtido de pieles y en la fabricación de pigmentos.

Los compuestos de Cr(VI) producidos por la industria química son utilizados para cromado, fabricación de pigmentos y colorantes, conservante de madera, tratamiento del agua utilizada en las torres de enfriamiento; en pequeñas cantidades, en lodos para lubricación de perforaciones y en máquinas de copiado con toner.⁴

1.3. Eliminación de cromo de medios contaminados

En ciertas zonas, debido al aumento de las actividades industriales, la contaminación por cromo ha aumentado considerablemente.⁵ En presencia de materia orgánica, el Cr(VI) que pueda existir en aguas y suelos es reducido a Cr(III); sin embargo, las altas concentraciones del ión en estado hexavalente pueden sobrepasar esta capacidad de reducción, lo que

impediría su completa reducción.⁶

En Argentina se han informado en la literatura científica, numerosos casos de contaminación por industrias que generan miles de toneladas de desechos potencialmente tóxicos debido a su elevado contenido en cromo. En la localidad de Las Toscas, Provincia de Santa Fe, se encuentra una de las curtiembres más grandes del país, Arlei S.A. Esta curtiembre posee una red de lagunas en las cuales se liberan los residuos líquidos que luego se descargan en el arroyo Las Toscas, un afluente del río Paraná. En el año 2000 se denunció un incremento de cáncer en la población de Las Toscas. Los habitantes de Las Toscas se encontraban expuestos a una contaminación tóxica según revela un estudio que el hospital Cullen realizó en la zona. Este análisis reveló que un alto porcentaje de la población tenía una importante concentración de cromo en la sangre.⁷

1.4. Remediación de aguas contaminadas por cromo

El término *Remediación* hace referencia al uso intencional de procesos de degradación químicos o biológicos para eliminar sustancias contaminantes ambientales que han sido vertidos con conocimiento o accidentalmente en el medio ambiente.

El tratamiento de problemas ambientales con medios biológicos es conocido como *Bioremediación* (plantas, bacterias, hongos). Los tratamientos específicos empleados para la remediación de aguas contaminadas con cromo más destacadas son: *intercambio iónico, reducción química y precipitación, nanofiltración, ósmosis reversa, precipitación electroquímica, fitoremediación y bioremediación utilizando microorganismos vivos (biosorción)*. Estos métodos han sido desarrollados y probados para la remediación de aguas contaminadas con cromo demostrando ser eficientes. Sin embargo, presentan altos gastos operacionales y problemas en la disposición de los lodos residuales que se producen como consecuencia del tratamiento efectuado. Por el contrario, el *proceso de sorción pasiva* (sin intervención metabólica alguna) ejercida por biomasa muerta, conocido como *Biosorción*, emplea sorbentes económicos como una alternativa factible para la eliminación de cromo.⁸ La biosorción presenta una alta eficiencia en el proceso operativo, es muy económico y no presenta efectos nocivos sobre el ambiente. Además, los procesos de biosorción presentan una alternativa potencialmente interesante para la detoxificación y recuperación de metales de alto valor comercial a partir de aguas de desecho.⁹

Las biomasas de origen vegetal interactúan efectivamente con metales pesados ya que poseen la capacidad de secuestrar iones metálicos debido a una composición química rica en biopolímeros. Para disminuir costos en la aplicación de tecnologías de remediación es útil utilizar biomateriales que estén disponibles en grandes cantidades y que sean baratos. Los desechos de la industria agro-alimenticia son candidatos ideales para su uso en biosorción.

2. OBJETIVOS:

2.1. Objetivo general:

El presente trabajo tuvo como objetivo fundamental evaluar la posibilidad de emplear biomásas de bajo costo y accesibles como la cáscara de naranja para ser utilizados en procesos de biosorción continuos.

2.2. Objetivos particulares:

- Acondicionar adecuadamente la biomasa para su óptima utilización en biosorción empleando columnas.
- Adecuar una técnica analítica para la determinación de la concentración del contaminante.
- Estudiar el proceso de biosorción de Cr(III) mediante un proceso continuo, la remediación en columnas de lecho fijo.
- Determinar las condiciones experimentales apropiadas para el futuro diseño y desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial de manera de lograr la remediación de grandes volúmenes de aguas contaminadas con cromo.
- Realizar procesos de sorción-desorción en columnas de lecho fijo para lograr la recuperación del contaminante y determinar la posible reutilización de la biomasa.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Biomásas de origen vegetal

La cáscara de naranja es una biomasa rica en el polisacárido pectina, que tienen una alta capacidad de retener iones metálicos pesados. Esto se debe a que los *metales pesados en sus estados de oxidación altos son ácidos duros*. La ubicación del cromo en sus estados de Cr(III) y Cr(VI) dentro de esta categoría se debe a sus propiedades fisicoquímicas tales como electronegatividad, carga y radio iónico según el *Principio de dureza y blandura de Pearson*.¹⁰

Las pectinas constituyen una familia de polisacáridos complejos que ayudan a mantener las células unidas para formar los tejidos. Son cadenas lineales de 300 a 1000 unidades de ácido D-galacturónico conectadas por enlaces α 1→4.

Las pectinas (figura 1) se encuentran ampliamente distribuidas en los tejidos vegetales, y teniendo en cuenta su capacidad para captar al elemento cromo en su estado de oxidación 3+, se decidió utilizar biomásas ricas en pectinas para la eliminación de cromo en efluentes contaminados. La utilización de este tipo de biomásas resulta una alternativa económica y de bajo impacto ambiental que, por otro lado, agregaría valor a estos subproductos de desecho de la industria agro-alimenticia.

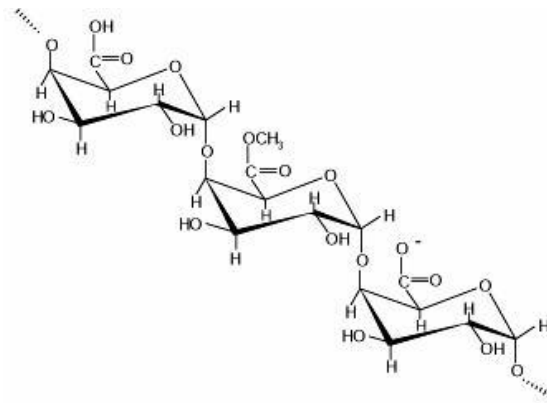


Figura 1: Representación de la estructura básica de la pectina

3.2 Biomasa: Cáscara de naranja

La Argentina se ubica actualmente como el octavo productor mundial de cítricos de acuerdo a las estadísticas publicadas por el departamento de agricultura de Estados Unidos (USDA). Su cultivo se realiza principalmente en dos grandes regiones: el Litoral con predominio de naranja y mandarina; y en el noroeste argentino, donde se destacan el limón y el pomelo. La región citrícola del noreste argentino abarca fundamentalmente las provincias de Corrientes, Entre Ríos y Misiones, pero comprende también áreas citrícolas ubicadas en San Pedro (Buenos Aires), Formosa y Santa Fe.

Las naranjas, después de su uso industrial o doméstico, generan una gran cantidad de residuos orgánicos de potencial explotación. Entre los residuos de éste producto se encuentra mayoritariamente su cáscara, que está formada por celulosa, hemi-celulosa, pectina, pigmentos, entre otros compuestos solubles de bajo peso molecular, que la hacen apropiada para la sorción de metales pesados.¹¹

3.3. Instrumental:

Espectroscopía UV-visible: las mediciones espectrofotométricas realizadas en este trabajo fueron llevadas a cabo en un Espectrofotómetro UV-visible Wayers 6000. Los barridos espectrales fueron obtenidos en un Espectrofotómetro Jasco V-550, doble haz, con celda termostatzada y controlador electrónico de temperatura PSC-498T ($\pm 0,1^\circ \text{C}$).

Balanza: Precisa XB120A; Platina: MS4300 Boeco- Germany.

Instrumento de medición de pH: Hanna modelo 8519 - Hanna instruments -U.S.A.

Molino comercial: Molab.

Bomba peristáltica: LKB, BROMMA Varioperpex II mod 212

3.4. Procesamiento de datos:

Computadora personal, sistema operativo Windows XP.

Programas Microsoft Office y Origin 6.0

3.5. Técnicas generales:

3.5.1. Procesamiento del biomaterial:

Se utilizaron cáscaras de naranja dulce (*Citrus sinensis*) recolectadas de las cercanías de la ciudad de Rosario (Argentina). Las cáscaras fueron cortadas en trozos medianos, lavadas con abundante agua y secadas durante 72 horas a 50°C en estufa. Posteriormente las cáscaras secas fueron molidas en un molino de aspas y las partículas de tamaño comprendido entre 0,3-2,0 mm fueron separadas mediante dos tamices. A este material se hará referencia como cáscara de naranja.

Todo el material fue guardado a temperatura ambiente y en lugar seco hasta el momento de ser usado.

3.5.2. Preparación de soluciones:

Las soluciones de Cr(III) fueron preparadas a partir de $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ y llevadas al pH final deseado con NaOH 0,10 M o HClO_4 0,10 M con agitación constante.

Las soluciones de H_2SO_4 1,65 N y 0,10 N fueron preparadas a partir del ácido concentrado y titulados con $\text{Na}(\text{OH})$ de concentración exactamente conocida.

La solución de $\text{Na}(\text{OH})$ fue preparada a partir de solución de Sorensen y titulada con biftalato de potasio.

Para preparar la solución de KMnO_4 0,1N se pesaron 0,316 g de la droga sólida en balanza precisa XB120A, se disolvió y se llevó a un volumen de 100,0 mL con agua miliQ en un erlenmeyer. Para eliminar impurezas de MnO_2 que generalmente acompañan a las disoluciones de KMnO_4 , la solución se calentó a 90°C durante una hora, se dejó enfriar a temperatura ambiente y finalmente se filtró con embudo de vidrio fritado. La solución filtrada de KMnO_4 se guardó en botella color caramelo.

La solución de 1,5-difenilcarbazida (DFC) al 1,0 % P/V se preparó a partir de la droga sólida en etanol (comercial, Sigma), se utilizó un sonicador para favorecer su disolución. Las soluciones de DFC fueron almacenadas en frascos de color caramelo y mantenidas en la heladera (4 °C) para evitar su descomposición.

La solución madre de Cr(VI) para realizar la curva de calibración se preparó pesando 0,0364g de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ en balanza precisa XB120A, previamente secado en estufa durante una hora a 110°C y llevado a volumen con agua destilada en un matraz aforado de 100,0 mL. A partir de esta solución se prepararon diez diluciones en matraces de 10,0 mL llevando a volumen con solución de H_2SO_4 de pH 1,0.

3.7.2. Preparación de las columnas de lecho fijo

Para la preparación de la columna se pesaron 3,0-4,0 g de cáscara de naranja de diámetro 0,3-2,0 mm. La biomasa fue hidratada y luego empaquetada en una columna de plástico de 2,0 cm de diámetro, hasta alcanzar una altura de 7,0 cm (densidad de empaque = 140-180 Kg/m^3). La columna se equilibró al pH de trabajo haciendo pasar a través de ella una solución de H_2SO_4 (ac) de pH 3,5 mediante una bomba peristáltica (Figura 2). El flujo utilizado en estos experimentos (0,24-1,3 mL/min) fue controlado antes y luego de

equilibrar la columna con la biomasa. También se controló la constancia del flujo durante todo el desarrollo de las experiencias. La columna, luego de equilibrada al pH de trabajo, fue alimentada con solución de Cr(III). Se utilizaron soluciones de Cr(III) de: 75-92 mg/L (pH 3,5). A intervalos regulares se tomaron muestras del efluente de la columna y se determinó la concentración de Cr(III) mediante la técnica que se describe a continuación. La temperatura se mantuvo constante a 25°C durante todos los experimentos.

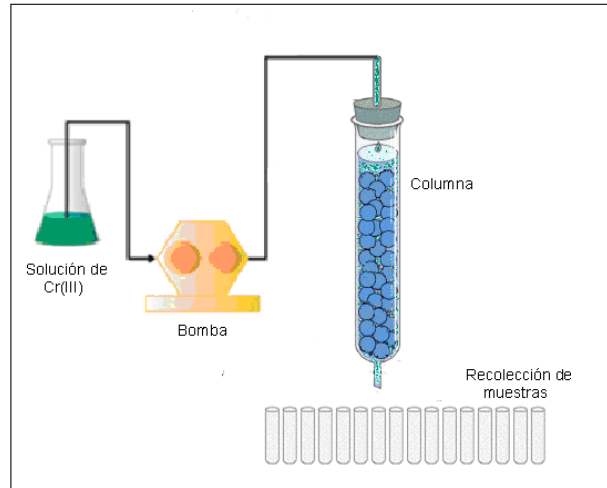
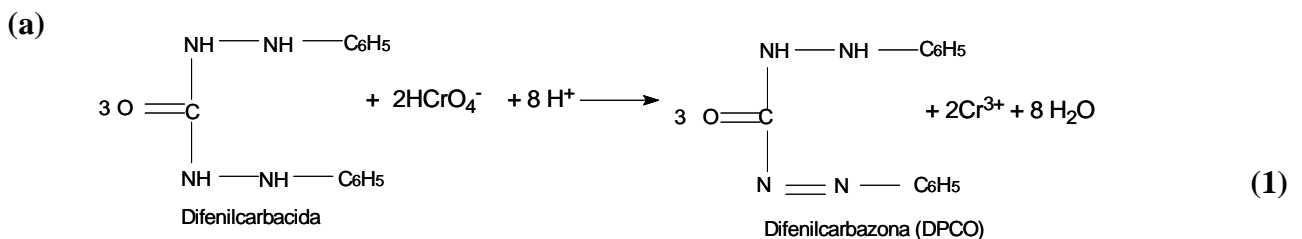


Figura 2: Representación esquemática de un sistema en columna de lecho fijo

3.7.3. Determinación de cromo por el método de la DPC en medio ácido

Cuando se hace reaccionar Cr(VI) con solución de DPC se forma un compuesto coloreado que es un complejo de Cr(III) con difenilcarbazona (DPCO), ambas especies se originan en el proceso redox que ocurre entre el Cr(VI) y la DPC. Debido a su color violeta, absorbe a 540 nm. Esta reacción es muy sensible y puede detectar Cr(VI) inclusive cuando éste se encuentra en trazas. La sensibilidad es aproximadamente de 0,01mg/L. Esta reacción se da en medio ácido, pH = 1 y se ha demostrado que a un pH superior a 4,0 no se desarrolla el color del complejo, es decir, no se produce la reacción. La ecuación (1), indica las reacciones que ocurren:

(a) reacción de oxido-reducción entre Cr(VI) y DPC, (b) reacción de formación del complejo coloreado



Es importante destacar que las soluciones de DPC que posean más de dos días pueden oxidarse espontáneamente por el oxígeno atmosférico generando una suave coloración rosada que absorbe a 540 nm. Estas soluciones no pueden ser utilizadas y se deben descartar. Solo pueden ser utilizadas soluciones de DPC incoloras.

3.7.4. Oxidación de Cr(III) a Cr(VI) con KMnO_4

En un erlenmeyer de 50,0 mL se colocaron 200,0 μL del eluyente de la columna y agua destilada hasta un volumen final de 20,0 mL. Luego, se agregó 1,0 mL de H_2SO_4 1,65 M para llevar a pH 1,0. Posteriormente se agregaron 3 gotas de KMnO_4 0,10 N y se llevó a ebullición en platina durante 2 minutos. El exceso de KMnO_4 (ac) fue eliminado por reducción con 500 μL de NaN_3 (ac) y se dejó en ebullición por un minuto más. Luego, la solución se retiró de la platina y se dejó enfriar a temperatura ambiente. A continuación, la solución se trasvasó a un matraz de 25,0 mL y se llevó a volumen con H_2SO_4 (ac) 0,10 N. Posteriormente se realizó la reacción de color mencionada previamente, para lo cual se agregaron 50,0 μL de DPC 0,1 % p/p, se esperó 10 minutos y se midió la absorbancia a 540 nm. Se procedió de la misma manera con todas las muestras.

3.7.5. Determinación del valor del coeficiente de absorción molar del complejo Cr(III)-DPCO a 540 nm

Para determinar el rango de linealidad entre la absorbancia a 540 nm y la concentración de Cr(VI) se realizó una curva de calibración. La concentración de Cr(VI) se varió entre $2,47 \times 10^{-6}$ M y $2,47 \times 10^{-5}$ M, el pH se mantuvo constante (pH = 1,0). Se trabajó a temperatura ambiente. A estas soluciones se les midió absorbancia a 540 nm luego de 10 min del agregado de DPC. A partir de la gráfica de Absorbancia a 540 nm vs concentración de Cr(VI) se determinó el coeficiente de absorción molar de la especie Cr(III)-DPCO.

3.7.6. Estudios en lote (batch) y en columna

Los resultados obtenidos a partir de estudios de biosorción realizados en sistemas en lote (o batch) son de suma importancia y puede ser una elección cuando se desean purificar pequeños volúmenes de agua contaminada. Sin embargo, para la aplicación industrial de purificación de aguas se hace necesario llevar a cabo operaciones continuas con columnas de lecho fijo rellenas con la biomasa seleccionada debido a los grandes volúmenes de aguas contaminadas con los que se debe trabajar. Por esta razón es necesario investigar la capacidad de remoción del contaminante por parte de la biomasa seleccionada cuando se utilizan columnas en operaciones continuas. La finalidad es encontrar condiciones experimentales apropiadas para el futuro diseño y desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial.

Los resultados obtenidos en los experimentos dinámicos de sorción en columna de lecho fijo se expresan como curvas de ruptura o quiebre experimentales de formas sigmoideas que muestran como evoluciona la concentración de soluto (o concentración normalizada) a la salida de la columna frente al tiempo o al volumen del efluente (figura 2). Las variables que afectan la eficiencia en la remoción del contaminante son muchas. Entre ellas

podemos destacar: el caudal o flujo de alimentación de la columna, la concentración del contaminante, la temperatura, el tipo de biomasa, los tratamientos químicos de la biomasa previos a su utilización, la altura del lecho de la biomasa y su granulometría, la densidad de empaque, el pH, la presencia de otros iones, materia orgánica, etc.

El punto de ruptura (t_b) en un proceso de sorción en una columna de lecho fijo, significa, el tiempo necesario para alcanzar cierta concentración límite y se corresponde con una relación C/C_0 de 0,05. Es uno de los parámetros más importantes para evaluar el proceso operativo de la columna de lecho fijo y se pueden obtener fácilmente a partir de los datos experimentales, (figura 3).

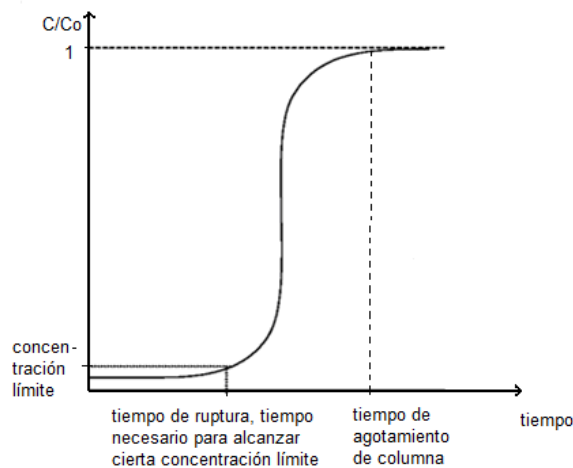


Figura 3: Curva típica de ruptura

3.7.10. Estudios de desorción

Con el fin de regenerar el material sorbente y recuperar el contaminante, la columna saturada con el metal (luego de un ciclo de sorción) fue sometida a un proceso de desorción. En este trabajo se utilizó como agente de elución H_2SO_4 (ac) 1,65 M alimentando la columna a un flujo de 0,8 mL/min y temperatura ambiente. Luego de la desorción, la columna fue lavada con agua desionizada para eliminar los restos de ácido. La preparación de la columna, la toma de muestras y la determinación de la concentración de cromo en el efluente se realizó como se detalló previamente.

3.8. Análisis de los datos experimentales

La forma de estas curvas de quiebre explican el comportamiento de la biomasa en lo que se refiere a su interacción con los metales pesados a ser eliminados de aguas servidas en operaciones de columnas de lecho fijo. La concentración de metal a la salida de la columna o concentración normalizada (C/C_0), como una función del volumen de efluente o el tiempo es afectada por numerosas variables como se comentó previamente.

Varios modelos matemáticos describen la dinámica del comportamiento del proceso de

biosorción empleando columnas de lecho fijo. Uno de los más útiles es el modelo de Thomas.

3.8.1. Modelo de Thomas

El modelo de Thomas es uno de los más empleados para describir el comportamiento dinámico del proceso de biosorción en columnas de lecho fijo.¹² Los datos obtenidos en la columnas en estudio en modo continuo se pueden emplear para calcular la altura mínima del lecho (L_{\min}), que es aquella que me permite obtener un tiempo de quiebre (t_b) medible, de manera de obtener resultados aceptables en cuanto a la eliminación del contaminante. Este parámetro resulta de máxima utilidad a la hora de seleccionar las condiciones experimentales para nuevos experimentos.

Supuestos del modelo de Thomas:

Este modelo asume que:

- La dispersión radial y axial en la columna de lecho fijo es despreciable.
- La sorción es descripta por una cinética de pseudo-segundo orden que se reduce a una isoterma de Langmuir en el equilibrio.
- El volumen muerto (o fracción vacía (ϵ)) de la columna no varía.
- El proceso de sorción se realiza en condiciones isobáricas (presión constante) e isotérmicas (temperatura constante).
- Las propiedades de la fase sólida (biomasa) y la fase líquida permanecen constantes.¹³

La expresión desarrollada en el modelo de Thomas para una columna de sorción está dada por la siguiente expresión matemática (ecuación 2):

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(\left(\frac{k_{TH} \cdot q_{mc} \cdot \rho \cdot A \cdot L}{Q}\right) - k_{TH} \cdot C_0 \cdot t\right)} \quad (2)$$

donde

k_{TH} = constante de velocidad de Thomas ($m^3 \cdot mol^{-1} \cdot min^{-1}$)

q_{mc} = cantidad máxima de soluto sorbido por unidad de masa de sorbente (mol de Cr.kg⁻¹ de biomasa)

m = cantidad de biomasa presente en la columna (kg)

C_0 = concentración de Cr(III) en el afluente ($mol \cdot m^{-3}$)

C_t = concentración de Cr(III) en el efluente a un tiempo t ($mol \cdot m^{-3}$)

Q = velocidad del flujo ($m^3 \cdot min^{-1}$)

t = tiempo que transcurre luego de que comienza la operación de biosorción en la columna (min)

ρ = densidad de empaque ($kg \cdot m^{-3}$)

A = área transversal de la columna (m^2)

L = longitud del lecho de la columna (m)

t_b = tiempo requerido (min) para alcanzar el punto de ruptura, es decir cuando $C_t/C_0 = 0,05$

t_e = tiempo requerido (min) para alcanzar el punto de agotamiento, cuando $C_t/C_0 = 0,95$

t_e y t_b pueden ser determinados reordenando la ecuación 2, expresados en las ecuaciones 3

y 4:

$$t_b = \frac{q_{mc} \cdot \rho \cdot A \cdot L}{QC_0} - \frac{\ln 19}{k_{TH} \cdot C_0} \quad (3)$$

$$t_e = \frac{q_{mc} \cdot \rho \cdot A \cdot L}{QC_0} + \frac{\ln 19}{k_{TH} \cdot C_0} \quad (4)$$

La altura de lecho mínima (L_{\min}), que se define como la altura mínima de la columna requerida para alcanzar un punto de quiebre positivo inmediatamente después de comenzada la operación, puede calcularse sustituyendo $t=0$ y $C_t/C_0=0,05$ en la ecuación 4, indicado en la ecuación 5:

$$L_{\min} = \frac{Q \cdot \ln 19}{A \cdot q_{mc} \cdot \rho \cdot k_{TH}} = \frac{\mu \cdot \ln 19}{q_{mc} \cdot \rho \cdot k_{TH}} \quad (5)$$

Donde μ es la velocidad superficial (igual a Q/A).

Reemplazando C_t/C_0 por 0,5 en la ecuación 2, obtenemos $t_{50\%}$, que es el tiempo requerido para retener el 50% del sorbato inicial (ecuación 6).¹⁴

$$t_{50\%} = \frac{q_{mc} \cdot \rho \cdot A \cdot L}{QC_0} = \frac{q_{mc} \cdot \rho \cdot L}{\mu \cdot C_0} = \frac{q_{mc} \cdot m}{QC_0} \quad (6)$$

4. RESULTADOS Y DISCUSION

En este trabajo se realizaron experimentos de remediación de soluciones sintéticas de Cr(III) utilizando columnas empacadas con cáscara de naranja.

En lo que respecta a la elección del biomaterial cabe destacar que es barato, accesible y no produce un impacto negativo sobre el medio ambiente. Por otra parte, la cáscara de naranja, tiene en su composición un 10,1 % de pectina (ver Tabla I). La presencia de pectina le confiere la capacidad de interaccionar con iones metálicos como es el caso del Cr(III). En la Tabla I se muestra los porcentajes de los distintos componentes de la cáscara de naranja.

Lignina (%)	6,2	Pectina (%)	10,1
Celulosa (%)	8,8	Humedad (%)	5,7
Hemicelulosa (%)	7,3	Cenizas (%)	5,0

Tabla I: Composición de la cáscara de naranja

4.1. Cálculo de la capacidad de sorción de la biomasa (q)

Para obtener el valor de q se debe calcular el área bajo la curva de elución. Los límites de integración (v_1 y v_0) son los volúmenes que se corresponden con las relaciones C_t/C_0 entre 0 y 0,95 respectivamente. Esto es así ya que por encima de 0.95 (5% de eficiencia de sorción) se llegó a la saturación del lecho y la columna ya no puede operar correctamente. El cálculo de la capacidad de sorción de una determinada cantidad de biomasa en sistemas continuos de lecho fijo puede ser calculado como sigue (ecuación 7):

$$q = \frac{C_0 V_c - \int_{v_0}^{v_1} C_{ef} dv - C_0 V_v}{m} \quad (7)$$

C_0 = concentración inicial del contaminante (mg/L)

V_c = volumen total de agua tratada (L) = Tiempo total x Q

Q = Flujo volumétrico (L/min)

$\int C_{ef}(v)dv$ = área del perfil de elución (mg)

V_0 = límite de integración inferior

V_1 = límite de integración superior

V_v = volumen muerto (L) = despreciable.

m = masa de biomaterial (g)

Teniendo en cuenta lo anterior, la ecuación del cálculo de q expresando la integral en función del volumen se reduce a (ecuación 8):

$$q = \frac{C_0 V_c - \int_{v_0}^{v_1} C_{ef} dv}{m} \quad (8)$$

El primer término del numerador ($C_0 V_c$) representa la masa de contaminante total y la integral la masa del contaminante eluido. Así, el numerador coincide con la masa de Cr(III) retenido por la biomasa.

4.2. Efecto de la concentración inicial del contaminante

La Figura 4 muestra claramente que al aumentar la concentración inicial del contaminante (manteniendo todas las demás variables constantes) se produce una disminución importante del tiempo de quiebre (t_b). También se puede observar disminución del $t_{50\%}$ y del t_e . La disminución del t_b (de 44 a 25 min) al aumentar la concentración afecta el volumen de agua tratada produciendo una reducción del 43%. Una posible explicación de la reducción del t_b al aumentar la concentración del contaminante se relaciona con una mayor fuerza impulsora dada por el gradiente de concentración entre el afluente y la biomasa. En otras palabras los sitios de unión al metal se ocupan más rápidamente.

El ajuste de los datos experimentales utilizando el modelo de Thomas es bueno y predice correctamente los valores de t_b , $t_{50\%}$ y t_e . Uno de los parámetros más importantes obtenidos a partir de este modelo es la altura de lecho mínimo (L_{\min}). En estas condiciones experimentales L_{\min} fue de 6,4 cm y por lo tanto levemente inferior al utilizado (7,0 cm) lo cual indica un buen aprovechamiento del biomaterial.

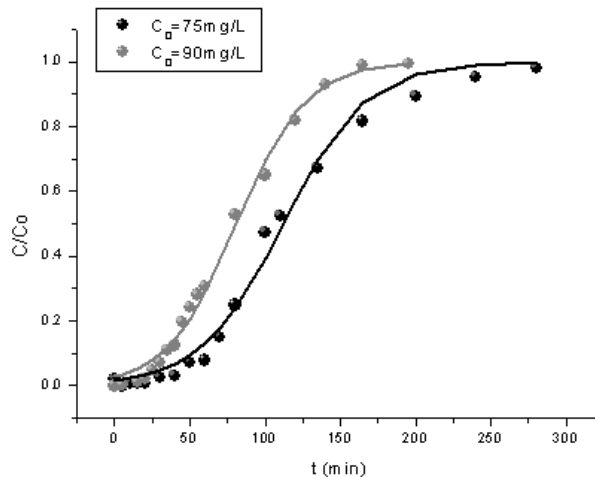


Figura 4: Efecto de la concentración inicial del [Cr(III)]

4.3. Efecto del flujo

Un aumento en el flujo que alimenta la columna produce una marcada disminución de los parámetros t_b , $t_{50\%}$ y t_e , Figura 5. Al aumentar el flujo el valor de t_b disminuye de 327 a 46 min (86%). El caudal de agua tratada con una concentración de Cr(III) inferior al 5% de la concentración inicial (90 mg/L) se reduce en un 68%.

Una posible explicación a este resultado es un menor tiempo de permanencia del contaminante en la columna al aumentar el flujo de alimentación.

Los datos experimentales son ajustados con el modelo de Thomas en forma apropiada aunque existe una mayor desviación en los primeros puntos de ambos perfiles de elución.

4.4. Efecto del aumento del flujo y de la densidad de empaque: compensación de efectos

Como vimos antes un aumento de la concentración inicial de Cr(III) produce la disminución de los parámetros t_b , $t_{50\%}$ y t_e . El resultado final sería un volumen menor de agua tratada si todas las demás variables experimentales permanecen constantes. Sin embargo, si disminuimos el tamaño de las partículas de biomasa el efecto es parcialmente compensado, Figura 6, posiblemente debido a una mayor exposición de sitios de unión al Cr(III). Para los dos perfiles de elución de la Figura 6 se obtiene el mismo t_b y prácticamente el mismo t_e .

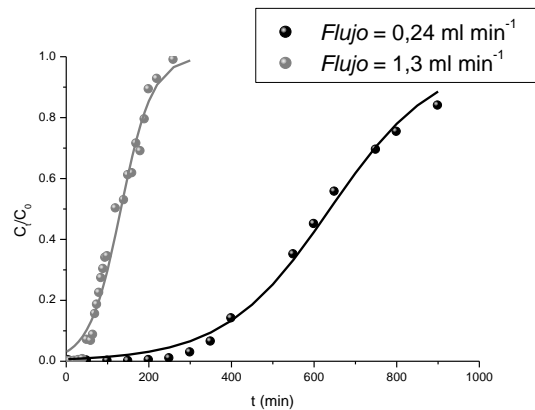


Figura 5: Efecto del flujo

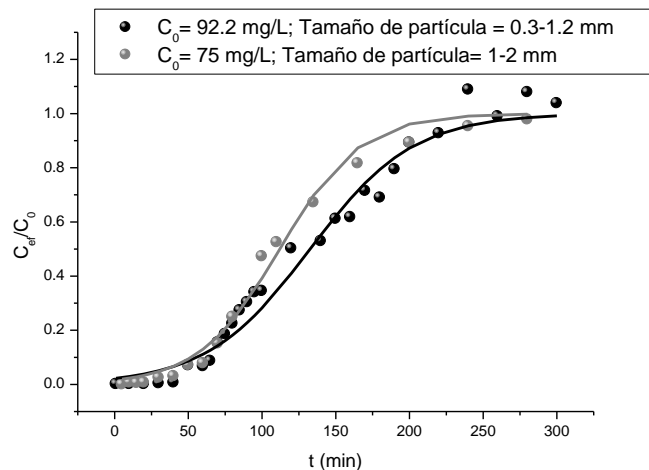


Figura 6: Compensación de efectos

4.5. Procesos de sorción-desorción

La desorción es importante por dos razones:

a) la regeneración del sorbente para lograr su múltiple reutilización. Cuando se realiza la remoción de Cr(III) de aguas residuales a gran escala es necesaria la regeneración de la biomasa agotada para poder reutilizarla en un nuevo ciclo de sorción. Esto es importante debido ya que el uso repetido de la biomasa minimiza el costo de la operación.

b) la posible recuperación del metal sorbido.¹⁵

Los resultados obtenidos durante la desorción indican que se recupera la casi totalidad del contaminante para su reutilización. También observamos cierta pérdida en la capacidad de sorción de la biomasa luego de la desorción. Este tipo de estudios se encuentran en proceso actualmente y todavía no hemos llegado a una conclusión respecto del número de ciclos

sorción-desorción que la biomasa estudiada puede resistir.

4.6. Disposición de la biomasa y el contaminante

Como se comentó en el punto 4.5 el contaminante es desorbido y por lo tanto reutilizado. Con respecto a la disposición de la biomasa (luego de finalizados los ciclos de sorción-desorción) lo más conveniente es tratarla con una concentración de ácido más elevada que la utilizada en los procesos de sorción para asegurarnos la eliminación total del contaminante. La biomasa limpia puede ser transformada en cenizas o bien empleada como abono.

5. CONCLUSIONES

- La cáscara de naranja resultó ser un sorbente efectivo para la remoción de Cr(III) de aguas sintéticas utilizando de columnas de lecho fijo.
- La técnica analítica utilizada resultó ser apropiada para la determinación de Cr(III).
- La sorción de Cr(III) a través de columnas de lecho fijo es dependiente de la velocidad de flujo y de la concentración inicial del contaminante.
- El tiempo de ruptura (t_b) aumentó al disminuir la concentración y al disminuir el flujo. Esto resulta favorable ya que un aumento del t_b se corresponde con un mayor volumen de solución con una concentración de Cr(III) por debajo del 5% de la solución inicial.
- La capacidad máxima de sorción (q_{max}) se incrementó al aumentar la concentración de Cr(III) en el afluente y al disminuir la velocidad de flujo, incrementándose de esta manera la cantidad de metal sorbido.
- A pesar de haber evaluado ciertas condiciones experimentales, aún quedan por estudiar otras variables como por ejemplo, altura del lecho, masa de sorbente, densidad de empaque, etc. con el fin de determinar las condiciones óptimas para el desarrollo de columnas que puedan servir como método a escala industrial, permitiendo la remediación de grandes volúmenes de aguas contaminadas con cromo.
- Luego de la desorción la biomasa retuvo parte, aunque no la totalidad, de su capacidad de sorción.
- Se obtuvieron valores elevados de eficiencia de desorción, aunque no se llegó a desorber el 100% del metal retenido.

REFERENCIAS

- [1] Barnhart, J. Chromium chemistry and implications for environmental fate and toxicity. *J Soil Contam*, **6**, 561- 568. (1997).
- [2] Bartlett, R. Chromium cycling in soils and water: Links, gaps, and methods. *Environmental Health Perspectives*, **92**, 17- 24. (1991).
- [3] Dragun, J. The Soil Chemistry of Hazardous Materials. *Hazardous Materials Control Resources Institute*, 75-152. (1988).
- [4] Nriagu, J. Production and Uses of Chromium. Chromium in the Natural and Human Environments, pp 81-104. John Wiley and Sons, New York. (1988).
- [5] Labunska, I., Brigden, K., Stringer, R., Johnston, P., Santillo, D., & Ashton, J. Identificación y trascendencia ambiental de contaminantes orgánicos y metales

- pesados asociados con la curtiembre Arlei S.A., Las Toscas, provincia de Santa Fe, Argentina. Laboratorios de investigación de Greenpeace, departamento de ciencias biológicas, Universidad de Exeter, Exeter, Reino Unido. (2000)
- [6] Cervantes, C., Campos-García, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J. C., Moreno-Sánchez, R. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev.*, **25**, 335-347.(2001).
- [7] www.oni.escuelas.edu.ar/olimpi2000/cap-fed/elagua/argenti/medio/toscas.htm.
- [8] Sala, L. F., García, S. I., González, J. C., Frascaroli, M. I., Bellú, S., Mangiameli, F., Blanes, P., Mogetta, M. H., Andreu, V., Atria, A. M., Salas Peregrin, J. M. Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *An. Quim.*, **106**, 114-120. (2010).
- [9] Viera, M. G. A., Oisiovici, R. M., Gimenes, M. I., Silva, M. G. C. Biosorption of chromium (VI) using a *Sargassum* sp. Packed bed column. *BioresourceTechnology*, **99**, 3094-3099. (2008).
- [10] Pearson, Ralph G. Hard and Soft Acids and Bases. *J. Am. Chem. Soc.*, **85**, 3533-3539. (1963).
- [11] Xuana, Z., Tangc, Y., Lia, X., Liua, Y., Luo, F. Study on the equilibrium, kinetics and isotherm of biosorption of lead ions onto pretreated chemically modified orange peel. *Biochemical Engineering Journal*, **31**, 160-164. (2006).
- [12] Thomas, H. Heterogeneous Ion Exchange in a Flowing Sistem. *Journal of the American Chemistry Society*, **66**, 1664-1666. (1944).
- [13] Borba, C. E., Da Silva, E. A., Fagundes-Klen, M. R., Kroumov, A. D., Guirardello, R. Prediction of the copper(II) ions dynamic removal from a medium by using mathematical models with analytical solution. *Journal of Hazardous Materials*, **152**, 366-372. (2008).
- [14] Apiratikul, R., Pavasant, P. Batch and column studies of biosorption of heavy metals by *Caulerpa lentillifera*. *Bioresource Technology*, **99**, 2766-2777. (2008).
- [15] Volesky, B. *Sorption and Biosorption*, pp 248. BV Sorbex, Montreal. (2003).

SÍNTESIS, CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE HIDROTALCITAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA CON NITRATO

Heredia¹, Angélica; Oliva², Marcos; Roldan¹, Constanza; Ullán¹, María; Herrero¹,
Eduardo y Crivello¹, Mónica

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ)
Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Córdoba

Maestro López y Cruz Roja Argentina. CP 5016, Córdoba - Argentina.
angelicaheredia@gmail.com, <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq/>

2: Instituto de Física Enrique Gaviola – CONICET
Universidad Nacional de Córdoba, FAMAF
Ciudad Universitaria. CP 5016. Córdoba – Argentina

Resumen. *El objetivo de este trabajo fue la síntesis, caracterización y aplicación de hidrotalcitas (HT) para la eliminación de nitratos de aguas contaminadas. Los compuestos HT son una clase de arcilla aniónica bidimensional cuya fórmula general puede ser descrita como: $[Mg_{1-x}Al_x(OH)_2](A^n)_{n/x}.mH_2O$, donde $A=(CO_3)^-$. La descomposición térmica a 450 °C genera óxidos mixtos. Éstos en contacto con agua conteniendo los posibles iones de la intercapa, pueden volver a reconstruir su estructura laminar. Las HT se sintetizaron por coprecipitación, variando la relación de Mg/Al desde 2 a 4. Todas las muestras fueron calcinadas en atmósfera de aire a 450 °C por 9 hs. El material antes y después de utilizado fue caracterizado por DRX.*

La remoción de nitrato se llevó a cabo durante 7 horas en un reactor tipo Batch de 100 ml de capacidad agitado magnéticamente a temperatura ambiente, la relación (g catalizador)/(g nitrato) fue de 20. Las muestras se tomaron cada una hora y se analizaron por UV-Vis. Se observó que el material reconstruye la estructura laminar y las concentraciones de nitrato iniciales disminuyeron de 51-57 mg/l a 26.5 mg/l en 4 hs de reacción utilizando un catalizador con una relación Mg/Al de 2.

Palabras clave: Hidrotalcitas, óxidos mixtos, rehidratación, nitrato

1. INTRODUCCIÓN

En muchas partes del mundo las reservas de aguas subterráneas han sido una fuente de agua potable para comunidades rurales y urbanas. En los últimos años la creciente actividad industrial y agrícola ha resultado en la generación de contaminantes tóxicos como cationes inorgánicos, iones metálicos, químicos orgánicos sintéticos, los cuales han tenido una

incidencia en la conciencia pública con respecto a la calidad de las aguas subterráneas [1]. El nitrato es uno de los iones inorgánicos con alta solubilidad en agua, posiblemente el contaminante más extendido en el mundo. El incremento de nitrato puede estar relacionado con diversas actividades humanas, especialmente con el uso intensivo de fertilizante en la agricultura, lo cual ha llevado a la mayor contaminación en fuentes de agua subterráneas y superficiales [2]. Concentraciones de nitratos superiores a 50 mg/l causan dos efectos adversos en la salud humana como son el desarrollo de metahemoglobinemias o síndrome del bebe azul en neonatos, y la potencial formación de nitrosaminas carcinógenas [3,4]. Teniendo en cuenta los serios problemas de salud asociados con el consumo de agua con exceso de nitrato, muchas agencias de protección medioambiental han regulado la concentración en un máximo de 10mg/L [5]. El código alimentario argentino (CAA) establece una concentración máxima de 45 mg/L de nitrato para agua de mesa. Los compuestos tipo hidrotalcitas o Hidróxidos Dobles Laminares (HDL) son materiales con importantes propiedades en la remoción de contaminantes aniónicos del agua, son relativamente simples y económicos de sintetizar. La estructura general de los HDL es: $[\text{Mg}_{1-x}\text{Al}_x(\text{OH})_2](\text{A}^{n-})_{n/x} \cdot m\text{H}_2\text{O}$, donde $\text{A}=(\text{CO}_3)^-$, la descomposición térmica a 450 °C genera óxidos mixtos de gran área superficial, los cuales tienen la propiedad de reconstruir la estructura laminar en medio acuoso recuperando los posibles aniones de la intercapa. Esta propiedad se llama efecto memoria y se utiliza para eliminar iones nitratos de medios acuosos. En este trabajo se analizó síntesis, caracterización y la capacidad de remoción de nitrato mediante el efecto memoria de tres óxidos mixtos con relación de Mg/Al 2, 3 y 4 a partir de compuestos tipo hidrotalcita.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Síntesis de los materiales

Las muestras precursoras de Mg-Al fueron sintetizadas por el método de coprecipitación variando la relación molar $\text{M}^{2+}/\text{M}^{3+}$ desde 2 a 4. Se partió de dos soluciones, la solución I fue preparada por disolución de los nitratos de Al^{3+} y Mg^{2+} con una concentración de 0.7M y la II es una solución 0.085M de Na_2CO_3 . Bajo vigorosa agitación, ambas soluciones son adicionadas a velocidad constante de 60 mL/h a temperatura ambiente. Para mantener el pH constante en 10 +/- 0.5 se utilizó una solución 2M de NaOH. Una vez finalizado el goteo se dejó envejecer toda la noche, para luego realizar el lavado con agua destilada hasta alcanzar un pH de 7. El material se seca a 90 °C durante toda la noche para obtener los precursores, luego se calcina en atmósfera de aire a 450°C para obtener los óxidos mixtos.

2.2. Caracterización Físicoquímica

Análisis Químico: la composición molar de las muestras sintetizadas se midió por espectrometría de masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS) en un equipo Varian Spectra AA.

Difracción de rayos X (DRX): los precursores, las muestras calcinadas y los óxidos analizados en la adsorción de nitratos se analizaron por DRX, en un difractor Philips

PW 3830 con radiación Cu-K α ($\lambda=1,5418 \text{ \AA}$). La asignación de la fase óxido se llevó a cabo utilizando la base de datos PCPDFWIN-98.

Análisis Termogravimétrico (TG) y Calorimetría de Barrido Diferencia (DSC): las muestras precursoras se analizaron en un equipo TA SDT Q600 (0-1500 °C) con flujo de aire. Aproximadamente 30 mg se calentaron a una velocidad de 10 °C/min hasta 700 °C.

Medición del área superficial: el área superficial de las muestras precursoras y calcinadas fue determinada aplicando el método BET de la isoterma de adsorción de nitrógeno a -195,7 °C. Las muestras calcinadas fueron tratadas a 390 °C por un período de 50 minutos y los precursores a 200 °C por 60 minutos.

2.3. Remoción de Nitrato

La remoción de nitratos de soluciones acuosas se llevó a cabo durante 7 horas en un reactor batch de vidrio a temperatura ambiente con agitación magnética. La relación (gramos de óxidos)/(gramos de nitratos) fue de 20. Las soluciones de nitrato se prepararon con agua descarbonatada para evitar que el ion carbonato se incorpore en la intercapa desplazando el ion nitrato. La concentración inicial de la solución fue igual a 50 mg/L, las muestras se tomaron cada 1 hora mediante una jeringa de 1 ml y se filtraron para recuperar el catalizador, luego se analizaron por espectrometría de Uv-Vis a una longitud de onda de 220 nm en un espectrofotómetro Jasco 7800.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de composición química

En la Tabla 1 se muestran la nomenclatura de las muestras sintetizadas y también las relaciones teóricas y experimentales de Mg/Al y %Al medidas por ICP-MS. Se puede observar que ambos cationes se incorporaron casi en su totalidad cuando la relación molar fue de 3 o menor, mientras que en la muestra con relación 4, el magnesio no se logró incorporar totalmente.

Muestra	$\frac{M^{2+}}{M^{3+}}$		$\%Al^{3+} = \frac{Al^{3+}}{Mg^{2+} + Al^{3+} + Li^{+}} \times 100$	
	Teórico	ICP	Teórico	ICP
HT2	2	1.95	33	33.95
HT3	3	2.97	25	25.26
HT4	4	3.79	20	22.87

Tabla 1. ICP de LDH de MgAl

3.2. Difracción de RX

Las muestras precursoras, calcinadas y las muestras evaluadas en la remoción de nitrato se analizaron por DRX. En la Figura 1 se muestra la DRX de los precursores junto a la del material después que este fue puesto en contacto con la solución de nitrato. Se puede

observar que en todos los casos la estructura laminar se reconstruye al incorporar el nitrato en la intercapa por efecto memoria. La cristalinidad del material usado es similar a las muestras precursoras.

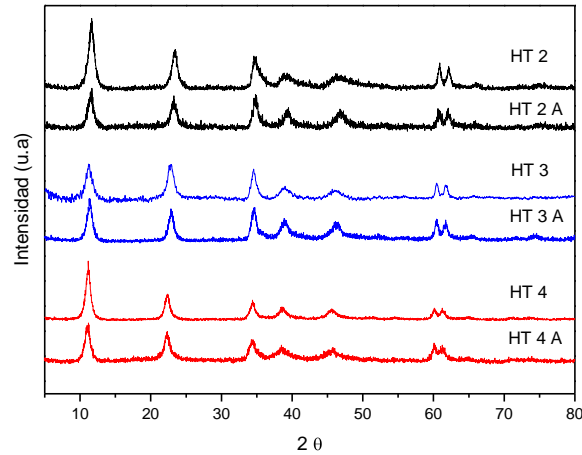


Figura 1. DRX de Muestras precursoras antes y después de la remoción de nitrato.

En la Figura 2 se presenta los difractogramas de las muestras calcinadas a 450 °C en atmósfera de aire. Se puede observar la presencia de fase periclase MgO en todas las muestras [5, 6]. La intensidad de la fase óxido y su cristalinidad incrementa con el aumento de la relación Mg/Al.

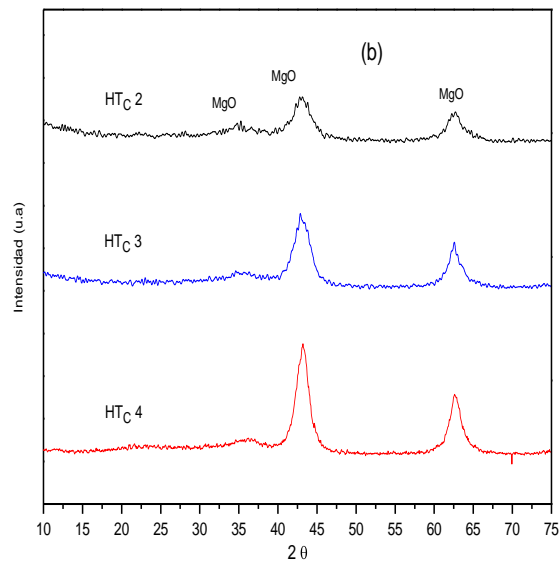


Figura 2. DRX de Muestras calcinadas.

3.3. Análisis Térmico

En la Figura 3 se puede observar los perfiles de TG y DSC de las muestras con diferente relación MgAl. En la gráfica de TG (Fig. 3a) se observan dos pérdidas de masa correspondientes a los dos picos endotérmicos del gráfico de DSC (Fig. 3b), lo que indica que la destrucción de la estructura HDL se lleva a cabo en dos etapas. La pérdida de masa por debajo de ~ 100 °C, corresponde al agua fisisorbida, lo cual corresponde a un hombro en los perfiles de DSC. La región entre 100 y 300°C se asigna a la pérdida de agua interlamilar, la que presenta un pico endotérmico con un máximo en los perfiles de DSC, correspondiente a 189 ± 12 °C (Tabla 2). La deshidroxilación (pérdida de OH⁻) de la capa de brucita y la pérdida de carbonatos de la intercapa se produce entre los 300 y 550°C. Esta pérdida de masa le corresponde un pico endotérmico a 384 ± 2 °C en los perfiles de DSC. Los perfiles de descomposición están de acuerdo con la pérdida de masa total para hidrotalcita, es decir entre el 34 y el 45% [7,8]. La temperatura de los máximos de los picos aumentan con la relación Mg/Al indicando una mayor estabilidad de la estructura.

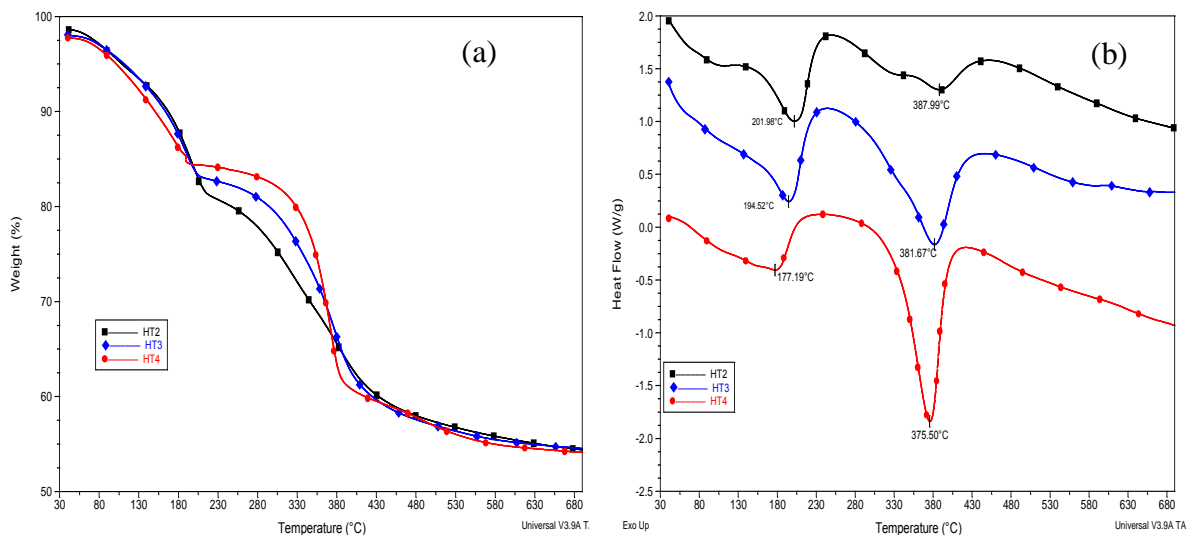


Figura 3. (a) TG de HDL de MgAl, (b) DSC de HDL de MgAl

Muestras Rango de temperatura (°C)	Pérdida de Masa (%)	Temp. del Pico Endotérmico ± 0.01 °C
HT2		
Hasta 100	3.02	--
100-300	19.81	201.9
300-450	16.71	387.9
Pérdida de masa total	39.54	

A3HT		
Hasta 100	2.29	--
100-300	16.24	194.2
300-450	20.91	381.6
Pérdida de masa total	39.44	
HT4		
Hasta 100	2.72	--
100-300	12.73	177.19
300-450	23.43	375.5
Pérdida de masa total	38.88	

Tabla 2. Resultados de TG-DSC para la serie de HDL de MgAl.

3.4. Área superficial

En la Tabla 3 se muestran las áreas superficiales medidas por el método BET a los HDL de MgAl y sus óxidos. Se puede observar, en todos los casos, que los óxidos tienen mayor área que los precursores. Al aumentar la relación de $\text{Mg}^{2+}/\text{Al}^{3+}$ se observa una disminución del área superficial tanto en los HDL como en sus óxidos. Esto se puede atribuir a la aglomeración de las partículas en pequeños clusters. En todos los casos el área de los óxidos fue mayor que de los precursores.

Muestras	Áreas Superficiales m^2/g	
	HDL	Óxidos
HT2	155	277
HT3	115	243
HT4	86	207

Tabla 3. Áreas superficiales de MgAl

3.5. Análisis de remoción de Nitrato

En la figura 4 se muestra la influencia de los óxidos mixtos analizados sobre la concentración de la solución de nitrato. Se observa que para la relación Mg/Al 3 y 4 la concentración de la solución de nitrato disminuye hasta alcanzar un mínimo al cabo de 4 o 5 horas, para luego observar un incremento en la misma. Esto podría deberse a un desplazamiento de los iones nitratos por los carbonatos generados por el dióxido de carbono ambiental. La muestra HT2, con mayor área superficial y cristalinidad de óxidos mixtos, mostró la mayor adsorción de nitrato manteniendo valores bajos de concentración en la solución, aproximadamente 26.5 mg/L a las 7 h de contacto del sólido con la solución.

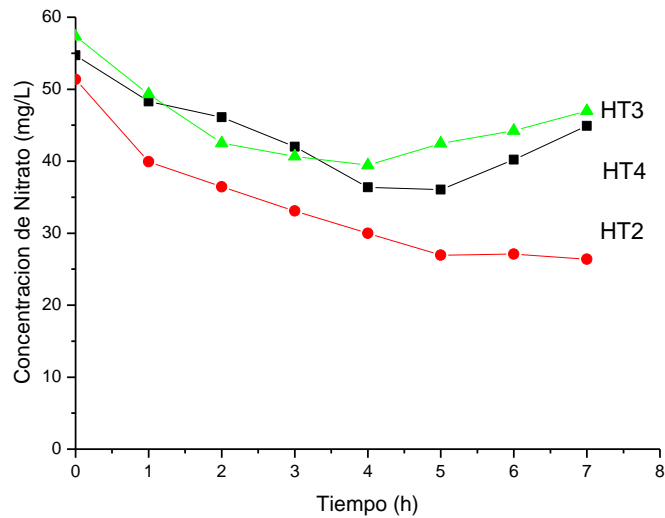


Figura 4. Concentración de la solución de nitrato Vs tiempo (h) de contacto

4. CONCLUSIÓN

Se pudo sintetizar compuestos tipo hidrotalcita y sus óxidos mixtos con buena estructura cristalina, independientemente de la relación de síntesis Mg/Al. La composición química de los materiales fue cercana a la composición teórica de síntesis. En todas las muestras el área de los óxidos fue superior a las de precursores e incrementan al aumentar la concentración de Al. En todos los casos los óxidos reconstruyeron la estructura laminar en solución acuosa al adsorber los iones nitratos de la misma. La disminución de la concentración de nitrato hasta un mínimo con las muestras HT3 y HT4 durante las primeras 4 o 5 horas y luego el aumento de este puede atribuirse al desplazamiento de los iones nitratos por el carbonato en la estructura laminar. La HT2 con mayor área superficial y estabilidad térmica, mostró la mayor estabilidad en la adsorción de nitrato disminuyendo la concentración del mismo a 26.5 mg/L en 7h de contacto del sólido con la solución.

5. REFERENCIAS

- [1] A. Bhatnagar, M. Sillampää, "A Review of emergent adsorbents for nitrate removal from water", *Chemical Engineering Journal*, Vol. 168, pp. 493-504, (2011).
- [2] E. Rao, K. Puttanna, "Nitrates, agriculture and environment", *Curr. Sci.* Vol. 79, pp. 1163-1168, (2000)
- [3] D. Majundar, N. Gupta, "Nitrate pollution of groundwater and associated human health disorders" *Ind. J. Environ. Hlth.* Vol. 42, pp. 28-39, (2001).
- [4] C.H. Tate, K. F. Arnold, *Health and aesthetic aspects of water quality*, McGraw-Hill, (1990).

- [5] K. K. Rao, M. Gravelle, J. Sanchez Valente, F. Figueras, “Activation of Mg–Al Hydrotalcite Catalysts for Aldol Condensation Reactions”, *J. Catal.* Vol. 173, pp. 115-121, (1998).
- [6] D. Tichit, M. N. Bennani, F. Figueras, R. Tessier, J. Kervennal, “Aldol condensation of acetone over layered double hydroxides of the meixnerite type”, *Appl. Clay Sci.* Vol.13, pp. 401-415, (1998).
- [7] F. Prinetto, G. Ghiotti, P. Graffin, D. Tichit, “Synthesis and characterization of sol–gel Mg/Al and Ni/Al layered double hydroxides and comparison with co-precipitated samples”, *Microporous Mesoporous Mater.* Vol. 39, Pp. 229–247, (2000).
- [8] A. Morato, C. Alonso, F. Medina, Y. Cesteros, P. Salagre, J. E. Sueiras, D. Tichit, B. Coq, “Palladium hydrotalcites as precursors for the catalytic hydroconversion of CCl_2F_2 (CFC-12) and CHClF_2 (HCFC-22)”, *Appl. Catal. B.* Vol. 32, pp. 167–179, (2001).

LINEA DE BASE DE LA RADIATIVIDAD NATURAL EN SUELO DEL EJIDO MUNICIPAL DE LA RIOJA

Baldo¹, C.; Mainardi², R.; Bonzi², E.; Mercado¹, M.; Céspedes¹, F.; González², E. y Russo Castore¹, F.

1: Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales (GAIA)

Facultad Regional La Rioja

Universidad Tecnológica Nacional

San Nicolás de Bari Este 1100 – 5300 - La Rioja

e-mail: cbaldo57@yahoo.com.ar, mmercadoutnrl@yahoo.com.ar, fabianacespedes@hotmail.com, frusso@utn.edu.ar

2: Facultad de Matemáticas Astronomía y Física (Fa.M.A.F.)

Universidad Nacional de Córdoba

e-mail: mainardi@famaf.unc.edu.ar

Resumen. *El efecto del gas radón inhalado en el aire es la segunda causa de cáncer de pulmón. La OMS recomienda medir repetidamente la concentración de radón si en el suministro de agua de beber supera los 100 Bq/l. En el mundo se mide la radiactividad en suelos, aguas, aire, para conocer los valores naturales como línea de base, monitorear la variación de los valores registrados y visualizados en mapas temáticos para evitar o controlar la contaminación radiactiva. El objetivo es realizar un mapa temático de radiactividad cuyos valores servirán de línea de base para futuras determinaciones especialmente pensando en la incipiente actividad minera en las zonas periféricas de la ciudad que se abastece de agua de pozos profundos que pueden contener radón. El trabajo presenta el resultado de analizar la radiactividad natural en suelo del ejido municipal de la ciudad de La Rioja. El muestreo se sistematizó mediante una cuadrícula, de 20 x 20 Km, tomándose muestras a 20 cm de profundidad cada 1 Km, posicionando los puntos con GPS. Fueron secadas y envasadas y después de un mes de estacionamiento, se analizaron en los laboratorios de FaMAF de la Universidad Nacional de Córdoba. Los resultados obtenidos indican que los valores medidos no sobrepasan los umbrales naturales.*

Palabras clave: Radiactividad, Línea de base, Mapa temático, Agua

1. INTRODUCCIÓN

Los seres vivos desarrollamos actividades en un ambiente que permanentemente se encuentra cargado de radiaciones, entre las que hay que destacar, en forma especial, las ionizantes. El 48% de la dosis de radiación recibida por un individuo promedio, en el

mundo, se debe a la presencia del gas radón y sus progenies activas. El efecto del gas radón inhalado en el aire es la segunda causa de cáncer de pulmón y no está claro el efecto que causa cuando se encuentra en la comida o el agua.

En el mundo se mide la radiactividad en suelos, en aguas, aire, alimentos, materiales de construcción, etc. con el objeto de conocer los valores naturales como línea de base, o los antrópicos para monitorear la variación de los valores registrados y evitar o controlar la contaminación radiactiva. La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda medir repetidamente la concentración de radón si en el suministro de agua de beber supera los 100 Bq/l. Estos valores son visualizados en mapas temáticos.

El radón es un gas radiactivo de origen natural, incoloro, inodoro y sin sabor, que se forma por una cadena de desintegración radioactiva natural que comienza en el U^{238} . El uranio se encuentra en pequeñas cantidades en la mayoría de las rocas y en el suelo. El U^{238} se descompone lentamente por desintegración alfa y beta⁻, pasando por Th^{234} y Pa^{234} , hasta llegar a U^{234} , éste sigue su lenta descomposición en Th^{230} y luego en Ra^{226} que da origen al Rn^{222} .

El radón, por ser un gas, comienza a ascender hacia la superficie del suelo. Una parte entra al aire, mientras que otra parte puede ingresar a las aguas subterráneas. El radón también experimenta una desintegración radioactiva con una vida media de radioactividad de casi 4 días dando, entre otros, Pb^{214} y Bi^{214} , metales que se adhieren con facilidad al polvo y a otras partículas que se encuentran en el aire.

La Ciudad de La Rioja se encuentra en un cono aluvional cercano a depósitos de minerales de uranio, que por la geomorfología pueden haber sido trasladados naturalmente hasta su emplazamiento.

La medición de radiactividad ambiental requiere un tratamiento muy delicado de los datos obtenidos, para detectar zonas contaminadas o evidenciar cambios que puedan producirse por el impacto de las actividades humanas y de esta manera poder implementar medidas de protección de la población y del ambiente.

En Argentina existen algunos laboratorios dedicados a la medición de radiactividad en suelos, como los de las universidades de Buenos Aires, La Plata, y Córdoba, así como la Comisión Nacional de Energía Atómica.

Las muestras obtenidas se analizaron en la Facultad de Matemática, Astronomía y Física (Fa.M.A.F.) de la Universidad Nacional de Córdoba profesionales que trabajaron en forma conjunta con el Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales (GAIA) de la Facultad Regional La Rioja de la Universidad Tecnológica Nacional.

En la provincia de La Rioja es el primer proyecto que se desarrolló a nivel de investigación de base en este tema y aunque en esta etapa solo se muestreó la capital, se pretende en un futuro próximo extenderlo a otros sectores de la provincia, principalmente, en lugares donde existen evidencias geológicas de la presencia de minerales radiactivos y que se encuentren próximos a zonas pobladas, como así también áreas de interés urbanístico o agroindustrial.

El presente trabajo pretende proporcionar registros sobre niveles de radiación natural del suelo, a nivel superficial, en la ciudad capital de La Rioja. Los valores medidos servirán de línea de base para futuras determinaciones especialmente pensando en la incipiente

actividad minera en las zonas periféricas de la ciudad que se abastece de agua de pozos profundos que pueden contener radón. La generación de esta información será un gran aporte para la Provincia y la región ya que la zona carece de organismos dedicados a estudiar la temática.

2. PARTE EXPERIMENTAL

2.1. Diseño de muestreo

Para la sistematización del estudio se diseñó previamente, sobre una fotografía satelital, una cuadrícula de 20 x 20 Km dividida en cuadros de 1 Km de lado, tomando como puntos de extracción de muestras las intersecciones de las líneas y posicionando los puntos con GPS, para georeferenciar los resultados, como lo muestra la Figura 1.

Se tomaron, en total, 59 muestras superficiales de tierra; se usaron como recipientes contenedores bolsas plásticas que fueron debidamente rotuladas para su identificación.

Hubo lugares que no fueron muestreados y se debió principalmente a la imposibilidad de acceder al lugar, ya sea por la topografía del terreno o por tratarse de espacios privados. Sin embargo es posible interpolar valores medios en puntos interiores de la región en donde se realizaron las extracciones de suelo al realizar el mapa temático.

En la cuadrícula de la Figura 2 se ven los puntos muestreados; los puntos con color de relleno son los que fueron analizados hasta el momento, el resto se encuentra en estacionamiento a la espera de ser medidos.

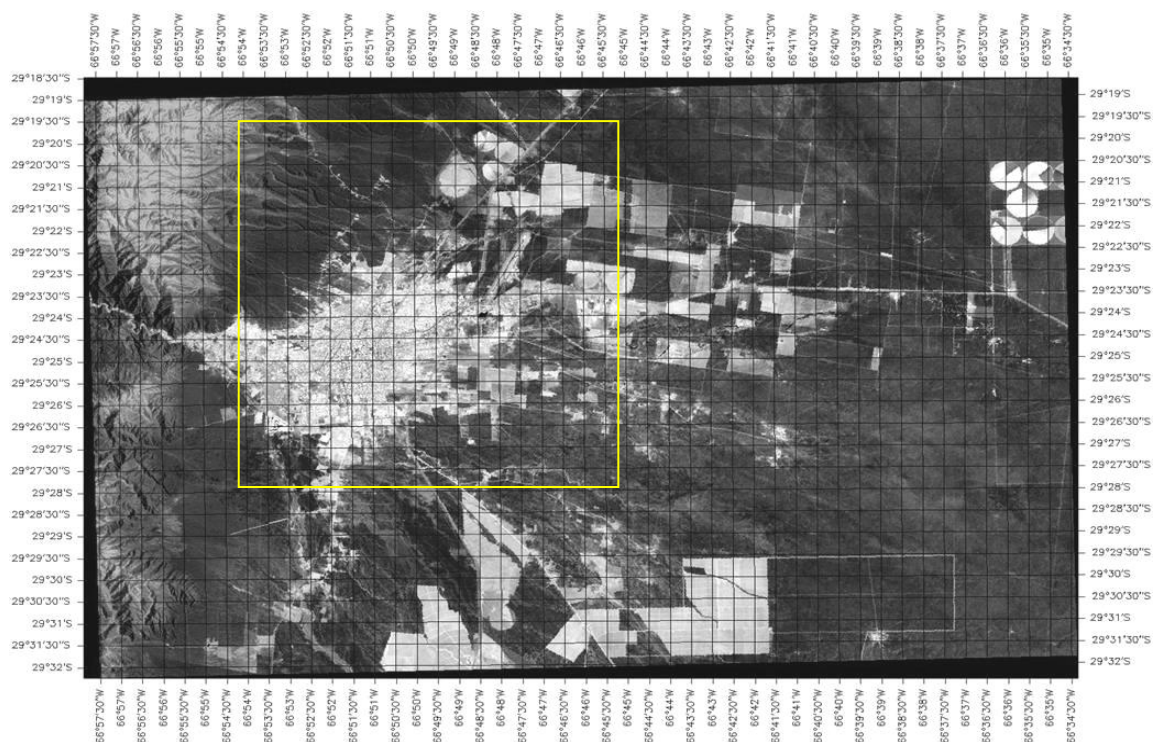


Figura 1. Imagen de la ciudad de La Rioja

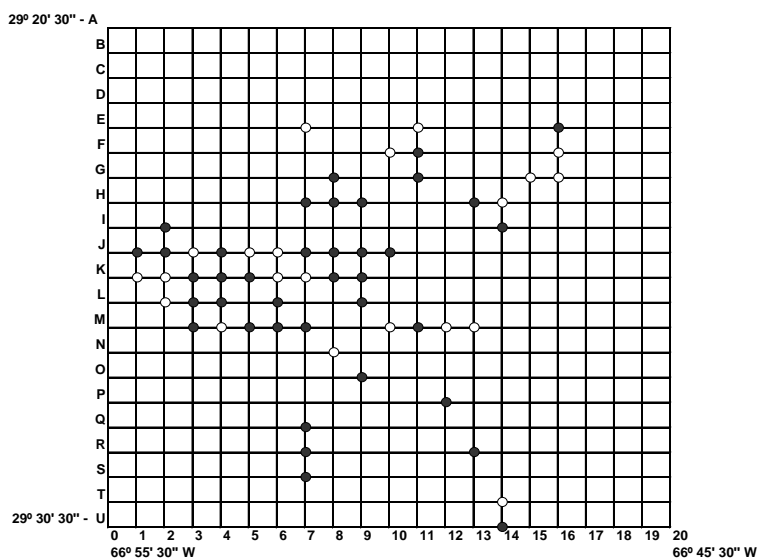


Figura 2. Plantilla de muestreo

2.2. Preparación de muestras

Para la extracción de muestras en primer lugar se retira una capa superficial de tierra y las muestras de suelos son tomadas a 20 cm de profundidad, se colocan en bolsas plásticas rotuladas y se cierran para su transporte al laboratorio.

Una vez en el laboratorio se vuelca el contenido de la bolsa sobre una bandeja rotulada y se dejan al ambiente para su secado. Luego se tamizan y se envasan herméticamente en recipientes de acrílico de forma cilíndrica de aproximadamente 430 cm³ de volumen para minimizar el supuesto escape de radón producido, Figuras 3, 4, 5 y 6.

Las muestras así envasadas deben ser estacionadas durante 30 o 40 días aproximadamente para esperar que se alcance el equilibrio radiactivo. Después de un mes de estacionamiento, las muestras envasadas se enviaron para su análisis en los laboratorios del FAMAF.



Figura 5. Tamizado de muestras

Figura 6. Muestras envasadas

2.3. Análisis espectral de las muestras

Las muestras fueron analizadas mediante la aplicación de un método investigado y desarrollado en el Laboratorio de Radiaciones Nucleares y Radiactividad Ambiental de la Fa.M.A.F. usando el código fortran PENELOPE.

El método, es particularmente útil en el caso de detectores de baja resolución como los detectores de NaI (TI) dado que permite detectar líneas "ocultas" en el espectro, limpiarlas y además, calcularlas. El mismo consiste en reproducir el espectro de cada energía presente de manera teórica mediante la simulación de los principales procesos que tienen lugar desde que el fotón es emitido desde el núcleo.

Los efectos de absorción y dispersión que tienen lugar en la muestra y en los cuerpos que rodean al detector en el dispositivo de medición afectan de manera considerable la forma del espectro fundamentalmente en el caso de los detectores de baja resolución, variando la proporcionalidad que existe entre las distintas porciones del mismo y afectan consecuentemente el ajuste entre el espectro medido y el simulado.

Luego de simulado cada espectro es convolucionado, se adiciona al de las restantes líneas y se ajusta de modo que coincida con el espectro medido. La actividad de cada línea presente se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$Actividad = \frac{A_{Fotopicoj}}{\varepsilon_{Fotopicoj}} \cdot \frac{1}{T} \cdot \frac{1}{I_j}$$

donde:

$A_{Fotopicoj}$ es el área del fotopico de la línea j simulada

$\varepsilon_{Fotopico}$ es la eficiencia absoluta del fotopico de la línea j

T es el tiempo neto de medición

I_j es la intensidad de la línea en cuestión

3. RESULTADOS

Se encontraron picos de energía en las muestras analizadas de la cadena del Th^{234} , derivadas de la cadena natural del U^{238} . Se analizó la actividad correspondiente a estas líneas en los diferentes puntos de la grilla.

La serie del Th^{234} (que posee una vida media de 24,1 días) decae por desintegración α produciendo Th^{230} y U^{234} , el cual decae por desintegración alfa en Ra^{226} y a su vez éste en Rn^{222} , siendo estas las líneas principales que se estudiaron en las muestras, junto a las del Pb^{214} y el Bi^{214} que se originan a partir del Rn^{222} .

En el análisis espectral se midieron las actividades del Ra^{226} , junto a las del Pb^{214} y el Bi^{214} . El análisis del Rn^{222} puede obtenerse por interpolación de estos radiactivos. El Rn^{222} es un gas que puede pasar a través del cierre no hermético o por fisuras que pueden ocasionarse por el traslado de los envases, mientras que las actividades de los otros productos sólidos, son de mayor fiabilidad.

En el caso estudiado se analizaron 20 muestras distribuidas irregularmente a lo largo de la grilla mostrándose en la tabla 1 los resultados de la actividad calculada para estos descendientes del Th^{234} .

Muestra	Elemento	Actividad calculada (Bq/Kg)	Muestra	Elemento	Actividad calculada (Bq/Kg)
H7	Ra ²²⁶	64	K8	Ra ²²⁶	62
	Pb ²¹⁴	64		Pb ²¹⁴	62
	Bi ²¹⁴	64		Bi ²¹⁴	62
H8	Ra ²²⁶	54	K9	Ra ²²⁶	55
	Pb ²¹⁴	54		Pb ²¹⁴	55
	Bi ²¹⁴	54		Bi ²¹⁴	55
H9	Ra ²²⁶	54	L3	Ra ²²⁶	60
	Pb ²¹⁴	54		Pb ²¹⁴	60
	Bi ²¹⁴	54		Bi ²¹⁴	60
I2	Ra ²²⁶	59	L4	Ra ²²⁶	76
	Pb ²¹⁴	64		Pb ²¹⁴	75
	Bi ²¹⁴	59		Bi ²¹⁴	75
I14	Ra ²²⁶	59	L6	Ra ²²⁶	69
	Pb ²¹⁴	58		Pb ²¹⁴	68
	Bi ²¹⁴	58		Bi ²¹⁴	68
J1	Ra ²²⁶	52	L9	Ra ²²⁶	46
	Pb ²¹⁴	52		Pb ²¹⁴	44
	Bi ²¹⁴	52		Bi ²¹⁴	44
J2	Ra ²²⁶	79	M3	Ra ²²⁶	47
	Pb ²¹⁴	78		Pb ²¹⁴	47
	Bi ²¹⁴	78		Bi ²¹⁴	47
J8	Ra ²²⁶	55	M6	Ra ²²⁶	45
	Pb ²¹⁴	54		Pb ²¹⁴	45
	Bi ²¹⁴	55		Bi ²¹⁴	45
J9	Ra ²²⁶	68	O9	Ra ²²⁶	61
	Pb ²¹⁴	67		Pb ²¹⁴	61
	Bi ²¹⁴	61		Bi ²¹⁴	61
J10	Ra ²²⁶	60	R7	Ra ²²⁶	54
	Pb ²¹⁴	60		Pb ²¹⁴	53
	Bi ²¹⁴	60		Bi ²¹⁴	53

Tabla 1. Valores de actividad

Los valores observados de la actividad correspondiente al Ra²²⁶ y sus derivados pueden considerarse casi constantes en todos los puntos analizados, pues el rango en el que se midió esta actividad es aproximadamente entre 44 y 64 Bq/Kg. Las fluctuaciones de los valores observados, son debido a los errores experimentales, que en algunos casos llegan a ± 20 Bq/Kg. La mayoría de estos valores se ubican dentro de la zona más urbanizada de la ciudad.

Se observan excepciones en algunas muestras tomadas en la ladera suroeste de la cadena montañosa del Velasco con valores que se encuentran entre 70 y 80 Bq/Kg.

4. CONCLUSIONES

La utilidad del presente trabajo consiste principalmente en haber establecido una base de datos sobre la presencia de radiactividad natural en los suelos de La Rioja, habiéndose determinado la prevalencia de los picos de energía correspondientes a los descendientes del Th²³⁴, entre los que se encuentra el Ra²²⁶ y su descendiente Rn²²² y haber medido la actividad de dichas líneas. Esto permitirá controlar posibles anomalías que pudieran suceder en el futuro.

Los resultados obtenidos nos permiten concluir que los valores medidos no sobrepasan los umbrales naturales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Garzón, L.: Radón y sus riesgos. Servicio de publicaciones, Universidad de Oviedo. (1992).
- [2] Minato, S.: An introduction to the physics of natural Environment radiations fields. Government Industrial Research Institute, Nagoya, Japon. (1990).
- [3] Quindos, L.S.; Fernández, P.L.; Soto, J., Rodenas, C., Gómez, J.: Natural radioactivity in Spain soils. Health Physics, Vol. 66, N°2: 194-200. (1994).
- [4] Quindos, L.S.; Fernández, P.L.; Soto, J.: Study of areas of Spain with high indoor radon. Radiation Measurements, Vol 24, N° 2: 207-210. (1995).
- [5] Quindos, L.S.; Soto, J., Villar, E.: Determination of radón daughter products near lans-sea discontinuities by gamma spectrometry. Aerosol Sci., Vol. 14 N°4: 495-498. (1993).
- [6] Woldseth, Ralf: All you ever wanted to know about x-ray energy spectrometry. Published by Kevex corporation. (1973).
- [7] Yousef, M.I., Abu El-Ela, A., Yousef, A.: Natural radioactivity levels in surface soil of kitchener drain in the Nile delta of Egypt. Journal of nuclear and radiation physics, Vol. 2, N° 1, 61-68. (2007).

OXIFUNCIONALIZACIÓN DE ALFA-PINENO MEDIANTE CATÁLISIS HETEROGÉNEA. UNA ALTERNATIVA DE QUÍMICA LIMPIA

Cánepa^{1,2}, Analía L.; Eimer^{1,2}, Griselda A. y Casuscelli^{1,2}, Sandra G.

¹Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ), Facultad Regional Córdoba
Universidad Tecnológica Nacional
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba Capital.(5016)
e-mail: acanepa@scdt.frc.utn.edu.ar web: <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq>

²CONICET.

Resumen. Según los principios de la química verde, una clave para lograr tecnologías limpias es sustituir procesos que emplean cantidades estequiométricas de reactivos por catalizadores reutilizables. Específicamente, la catálisis heterogénea puede contribuir a la producción de químicos finos mediante métodos limpios, mejorando los procesos de producción y ayudando a eliminar o transformar subproductos no deseados o tóxicos.

Se estudió la oxidación de pineno, un sustrato económico y fácilmente disponible, cuyos productos de oxidación alílica presentan importantes aplicaciones en la industria farmacéutica. Se empleó H₂O₂, un oxidante con alto porcentaje de oxígeno activo y que genera H₂O como único subproducto, como catalizador heterogéneo se emplearon materiales nanoestructurados modificados con cobre.

Se estudió la influencia de la relación molar pineno/H₂O₂: 4/1, 2/1 y 4/1 con un agregado extra de H₂O₂ a 0,5 hora de reacción. Bajo estas condiciones se obtuvieron los mejores resultados, siendo favorecidos los productos de oxidación alílica: verbenol y verbenona.

Para estudiar la estabilidad del catalizador al lixiviado de las especies de Cu activas y la posibilidad de reutilizarlo, se efectuaron ciclos catalíticos de 5 horas. Además, para corroborar la heterogeneidad de la reacción, se analizó por UV-Vis-RD el material fresco y usado. El catalizador no presentó pérdida de actividad y no se observaron cambios en los espectros, confirmando la permanencia de las especies de Cu.

Palabras clave: Desarrollo sustentable, Oxidación de terpenos, Materiales mesoporosos.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la química se enfrenta a retos tales como la reducción del impacto ambiental de los residuos industriales y al manejo adecuado de recursos ambientales, entre otros. Así, Dos medidas útiles para cuantificar el impacto ambiental que generan los procesos químicos son el Factor E (Kg de residuos/Kg de producto deseado) y la eficiencia atómica definida como la relación del Peso molecular del producto deseado y la sumatoria de los pesos moleculares de todas las sustancias formadas en la reacción involucrada [1-3]. Los procesos

que emplean cantidades estequiométricas de reactivos redox, ácidos y bases, representan las principales fuentes de producción de residuos en forma de sales y metales pesados presentando un alto Factor E y una baja eficiencia atómica.

En este sentido en la industria farmacéutica y de químicos finos, el Factor E incrementa drásticamente, debido a que involucran procesos con múltiples etapas y con bajos rendimientos por paso de síntesis, además de emplear de cantidades estequiométricas de reactivos, como así también, las etapas de neutralización necesarias [3]. Esta situación ha conducido a que a nivel mundial, se reconozca la necesidad de implementar tecnologías de producción más amigables con el medio ambiente que tiendan a disminuir el Factor E y aumentar la eficiencia atómica. En la actualidad, la creciente preocupación pública por el cuidado del medio ambiente, apoyada por la actividad reguladora gubernamental ha acelerado la tendencia a utilizar tecnologías sustentables.

En este contexto surge la denominada Química Verde como una tendencia mundial que busca dar alternativas de compatibilidad de productos y procesos reduciendo y eliminando la producción de sustancias peligrosas. Así la química verde tiene un papel fundamental en el aporte de nuevas metodologías y tecnologías que buscan promover una química limpia. Además, la implementación de la Química Verde se basa en un fuerte desarrollo científico guiado por la necesidad económica de lograr un desarrollo sustentable [4]. Entre los principios de la química verde se plantea el empleo de catalizadores reutilizables como herramienta para lograr tecnologías limpias, y sustituir así procesos que emplean cantidades estequiométricas de reactivos. Así reacciones catalíticas altamente selectivas permiten a menudo reducir o eliminar los subproductos o residuos lo que se traduce en la reducción del Factor E y en la mejora de la eficiencia atómica. Además, el empleo de catalizadores ofrece la ventaja de poder reducir el número de etapas y reducir el consumo de energía de los procesos de [5, 6]. En este sentido, la catálisis puede contribuir en la producción de químicos finos mediante métodos limpios, mejorando los procesos de producción y ayudando a eliminar o transformar subproductos no deseados o incluso tóxicos. Así, la aplicación de métodos catalíticos puede conducir a una mejor, más ecológica y a menudo más económica producción de químicos finos, particularmente las reacciones de oxidación de olefinas catalizadas constituyen una alternativa de gran interés.

En particular, el α -pineno es el principal componente de la aceite de trementina, tiene bajo costo y es un material renovable, lo que lo convierte en un sustrato muy atractivo para la producción de una amplia variedad de químicos finos, tales como fragancias, medicamentos y agroquímicos [7, 8]. Entre los principales productos de la reacción de oxidación de α -pineno se destacan: aldehído canfolénico, verbenol y verbenona. El aldehído canfolénico es un intermediario para en la síntesis de perfumes y esencias destacándose la fragancia de sándalo [9-11], en tanto que la verbenona y el verbenol se emplea como intermediario para la fabricación de pesticidas y en la industria de los saborizantes [12-14]. Además, la verbenona reviste gran interés ya que es utilizada en la síntesis de Taxol, empleado en tratamientos terapéuticos.

En este trabajo se estudió la oxidación de α -pineno, con H_2O_2 , un oxidante verde con alto porcentaje de oxígeno activo (47%) y que genera H_2O como único subproducto, y materiales nano-estructurados modificados con cobre con el objetivo de desarrollar una metodología para

la obtención de productos de interés con menor impacto ambiental, evitando la generación de compuestos indeseables. Se estudió la influencia de la relación sustrato/oxidante en la conversión de α -pineno y la selectividad a los productos de oxidación alílica. Además se evaluó la heterogeneidad de la reacción y la posibilidad de reutilizar el catalizador.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Síntesis de los catalizadores.

Los catalizadores mesoporosos modificados con Cu, fueron sintetizados por el método de intercambio Ión Plantilla (TIE) de acuerdo al procedimiento descrito por nosotros [15]. En un trabajo previo se estudió la influencia del contenido de cobre en la actividad y selectividad a los productos, empleando ciclohexeno como molécula prueba. De acuerdo a los resultados obtenidos, se seleccionó el material con un contenido de 6,9% (Cu-M(6,9)) para ser estudiado en la reacción de funcionalización de α -pineno. La caracterización fisicoquímica de los materiales empleados en este trabajo fue previamente reportada [15]. Por otro lado, la estabilidad y la posibilidad de reutilizar el catalizador fue evaluado por Espectroscopia de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (VISTA-MPX CCD Simultaneos ICP-OES - VARIAN).

2.2 Reacciones de oxidación de α -pineno.

Las reacciones de α -pineno se llevaron a cabo en un reactor de vidrio pirex tipo bach colocando: sustrato (8,55 mmol), H_2O_2 35% p/p (2,10 mmol), relación molar sustrato/oxidante: 4/1, como solvente acetonitrilo 99,5% (105,66 mmol) y Cu-M (63 mg). El reactor, equipado con un agitador magnético y un condensador a reflujo fue sumergido en un baño termostatzado a 70 °C. Se tomaron muestras a diferentes tiempos de reacción a través de una boca lateral, sin apertura del reactor. Las muestras se analizaron por cromatografía gaseosa utilizando un cromatógrafo Hewlett Packard 5890 Serie II con Columna Capilar (cross-linked methyl-silicone gum) y detector FID. Los productos de reacción se identificaron por GC-Masa Shimadzu-QP 5050 A, provisto de una columna capilar HP-5. El porcentaje de cada componente en la mezcla de reacción fue calculado por el método de normalización de las áreas empleando el factor de respuesta de cada componente.

La conversión de la olefina se calculó como la relación entre los moles de reactivo convertidos en productos y los moles iniciales. En tanto, la selectividad a los productos de oxidación fue obtenida como (mmol producto / mmol productos totales) x 100. Finalmente, la Eficiencia del H_2O_2 fue calculada como: moles de productos oxidados formados/mol de H_2O_2 convertido.

Se llevaron a cabo una serie de experimentos modificando la relación molar de α -pineno/oxidante 4/1, 2/1 y 4/1 con un agregado adicional de H_2O_2 a la media hora de reacción. Dicho agregado fue realizado sin apertura del reactor y la cantidad agregada de H_2O_2 fue la requerida para restablecer la relación molar de partida 4/1. La conversión total de peróxido fue medido por titulación iodométrica.

Finalmente para evaluar la posibilidad de reutilizar el catalizador se realizaron ciclos

catalíticos de 5 horas de reacción con el material Cu-M(6,9). Una vez finalizada la reacción, el catalizador fue separado de la mezcla de reacción, lavado con acetonitrilo y calcinado en aire a 500°C durante toda la noche para ser utilizado nuevamente con mezcla reaccionante fresca.

La incertidumbre relativa de las medidas fue evaluada con determinaciones repetidas. El porcentaje de incertidumbre relativa (CV (%)) de los resultados fue calculado como la relación entre la incertidumbre absoluta y el promedio de las medidas correspondientes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se estudió la influencia de la relación molar de α -pineno/H₂O₂ en la reacción de oxidación a 70°C, manteniendo constante el resto de los parámetros. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 1. Como puede observarse, cuando la relación molar α -pineno/peróxido fue modificada de 4/1 a 2/1, la conversión de α -pineno alcanzó un valor cercano al 20 % mol y la eficiencia del H₂O₂ fue próxima al 43 % mol a las 5 h de reacción. A pesar que la conversión de α -pineno incrementó debido al aumento en la concentración de H₂O₂, la eficiencia de peróxido se vio disminuida. Así, buscando mejorar tanto la conversión de α -pineno como la eficiencia de H₂O₂, se consideró apropiado emplear una relación molar α -pineno/oxidante de 4/1 realizando un agregado de peróxido al medio de reacción a la 0,5 h, con el objetivo de restablecer la concentración inicial de H₂O₂ (reactivo limitante). Bajo estas condiciones, la conversión de α -pineno y la eficiencia de H₂O₂ incrementaron al 23 % mol y al 50 % mol respectivamente. Además, como se muestra en la Tabla 1, un incremento en la cantidad de peróxido de hidrógeno no impactó significativamente en la selectividad a los productos alílicos, alcanzando para todos los casos valores cercanos al 65 % mol. De esta manera, se lograron optimizar las condiciones de reacción realizando un agregado extra de H₂O₂ a 0,5 h de reacción.

La influencia del tiempo de reacción sobre la selectividad a los productos de oxidación fue analizada en el rango entre 0 y 5 h (Figura 1). El estudio mostró que el principal producto

Tabla 1. Influencia de la relación molar α -pineno/H₂O₂ en la reacción de oxidación

α -Pineno H ₂ O ₂	Tiempo de reacción (h)	Conversión ^a (% mol)		Eficiencia de H ₂ O ₂ ^a (% mol)	Selectividad ^b (% mol)		TON ^{a,e}
		α -pineno	H ₂ O ₂		Epoxidación ^c	Alílica ^d	
4/1	1	7,8	83,4	37,4	39,9	60,1	8,1
	5	13,8	97,2	55,1	33,9	66,1	14,4
2/1	1	9,8	96,2	20,4	40,2	59,8	12,2
	5	20,8	97,3	42,7	35,1	64,9	21,3
4/1 ^f	1	12,0	70,1	34,3	40,5	59,5	12,3
	5	22,7	91,6	49,6	34,7	65,3	23,2

^aCV<7 %, ^bbasado en el sustrato consumido CV<5%, ^cóxido de α -pineno (**I**) + aldehído canfolénico (**II**) + 1,2 pinanodiol (**III**) + trans-sobrerol (**IV**), ^dverbenol (**V**) + verbenona (**VI**), ^eTON = moles de α -pineno convertido/mol de cobre, ^frelación molar α -pineno/H₂O₂ = 4/1 con un agregado posterior de H₂O₂ a 0,5 h.

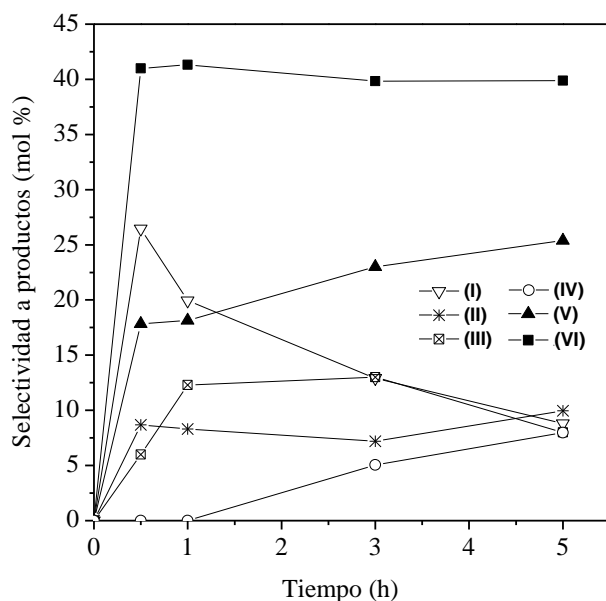


Figura 1. Selectividad a los productos de oxidación de α -pineno sobre Cu-M(6,9) con una dosis extra de H_2O_2 a la 0,5 h de reacción (CV<5%). Óxido de α -pineno (I), aldehído canfolénico (II), 1,2 pinanodiol (III), trans-sorberol (IV), verbenol (V), verbenona (VI).

obtenido fue la verbenona (VI), el cual alcanzó un valor próximo al 40 % mol a 0,5 h de reacción y luego prácticamente no tuvo cambios, mientras que la selectividad a verbenol (V) incrementó significativamente. Por otro lado, el óxido de α -pineno (I), alcanzó un valor máximo a la media hora de reacción y luego disminuyó debido a que el mismo puede reordenarse a aldehído canfolénico o formar los productos de hidrólisis y de apertura del anillo oxirano (III y IV). Es probable que la reacción secundaria de ruptura del anillo epóxido, ocurra en los sitios ácidos del catalizador [16]. Además, el agua presente en el medio de reacción puede competir con los reactivos y ser adsorbida sobre los sitios de Lewis del catalizador, generando así sitios ácidos de Brønsted que favorecen a este tipo de reacciones [17-19].

Finalmente, en la Figura 2 se presenta el rendimiento al producto de interés, verbenona (VI), respecto a la conversión de α -pineno con las mejores condiciones antes descritas (α -pineno/ $H_2O_2 = 4/1$ con un agregado posterior de H_2O_2). Como puede observarse, existe un comportamiento lineal entre el rendimiento a verbenona y la conversión de α -pineno. Así, para incrementar la conversión de α -pineno y consecuentemente el rendimiento al producto deseado, es necesario realizar un agregado extra de peróxido al medio de reacción.

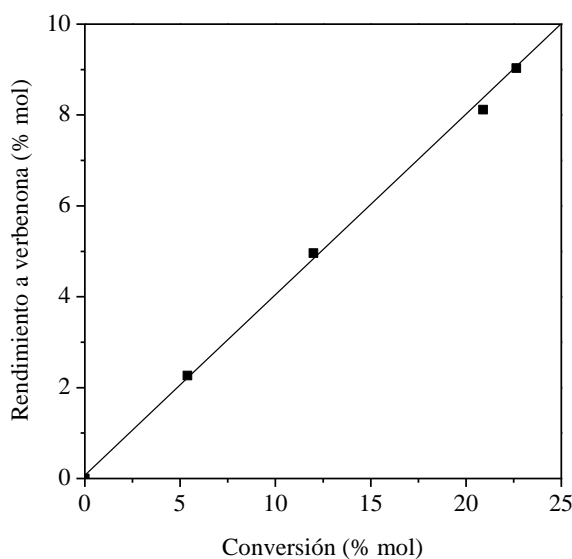


Figura 2. Rendimiento a Verbenona versus conversión de α -pineno con un agregado extra de H_2O_2 a 0,5 h de reacción sobre Cu-M(6,9). Condiciones de reacción: relación molar α -pineno/ $\text{H}_2\text{O}_2 = 4/1$, temperatura = 70°C , catalizador = 9 mg/mL, tiempo de reacción 5 h.

Un aspecto importante a ser estudiado en los procesos de oxidación en fase líquida con catalizadores sólidos, es la estabilidad del catalizador al lixiviado de las especies activas, la heterogeneidad de la reacción y la posibilidad de reutilizar el catalizador. Así, a los fines de estudiar estos aspectos, se efectuaron ciclos catalíticos de 5 h de reacción cada uno con el material Cu-M(6,9) bajo las mejores condiciones encontradas (α -pineno/ $\text{H}_2\text{O}_2 = 4/1$ con un agregado extra de H_2O_2). En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos, observándose que tanto la conversión como la selectividad de la reacción catalítica no se vieron modificadas

Tabla 2. Reutilización del catalizador Cu-M(6,9) en la oxidación de α -pineno.

ciclos	Conversión ^a (% mol)		Eficiencia de H_2O_2 ^a (% mol)	Selectividad ^b (% mol)	
	α -Pi	H_2O_2		Epoxidación ^c	Alflica ^d
1	22,7	91,6	49,6	34,7	65,3
2	22,4	91,4	49,0	36,5	63,5
3	23,1	92,2	50,1	40,2	59,8
4	22,9	91,3	50,2	41,9	58,1

^a CV<7%, ^b Basado en el sustrato consumido, CV<5%, ^c óxido de α -pineno (**I**) + aldehído canfolénico (**II**) + 1,2 pinanodiol (**III**) + trans-sobrerol (**IV**), ^d verbenol (**V**) + verbenona (**VI**).

significativamente entre el primer y cuarto uso. Además, el contenido de Cu en el sólido, antes y después de la reacción, medido por ICP-OES, permaneció constante. Además, por espectroscopía de UV-Vis con reflectancia difusa (UV-Vis-RD) se determinó que las especies metálicas de Cu presente en el material [15], permanecieron sin cambios después de la reacción de oxidación, lo cual es un factor clave para que el catalizador pueda ser reutilizado. Teniendo en cuenta estos resultados, se concluye que bajo las condiciones de reacción estudiadas, no se produce lixiviado del metal, lo cual confirma que el material Cu-M(6,9) opera como catalizador heterogéneo y puede ser reciclado y reutilizado por al menos cuatro ciclos.

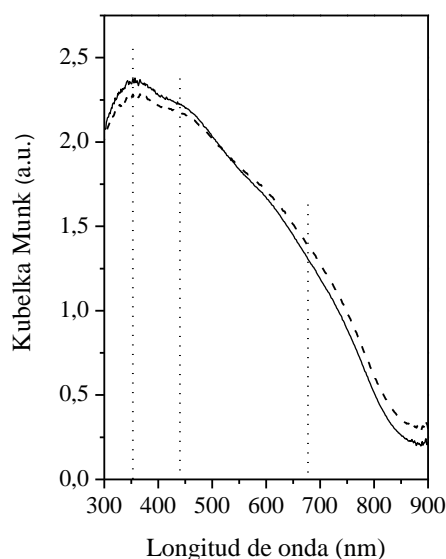


Figura 3. Espectros de UV-Vis-RD para el catalizador fresco y usado después de cuatro ciclos. Condiciones de reacción: relación molar α -pineno/ H_2O_2 = 4/1 con un agregado extra de H_2O_2 , temperatura = 70 °C, catalizador = 9 mg/mL, tiempo de reacción 5 h.

4. CONCLUSIONES

- El material Cu-M(6,9) se mostró activo en la oxidación de α -pineno con H_2O_2 como oxidante.
- Se lograron optimizar las condiciones de reacción trabajando con una relación molar sustrato/oxidante = 4/1 con un posterior agregado de peróxido al medio de reacción a la media hora de comenzada la misma. De esta manera se obtuvo una conversión de α -pineno cercana al 23 % mol con una eficiencia del H_2O_2 de 50% siendo la verbenona el producto mayoritario.
- Por otro lado, al estudiar la estabilidad del material no se observaron pérdidas de actividad ni de selectividad durante cuatro ciclos catalíticos de 5 h cada uno. Además, el contenido de Cu en el sólido medido por ICP-OES antes y después de la reacción, permaneció constante.
- Por UV-Vis-RD se pudo determinar que las especies metálicas de Cu presente en el

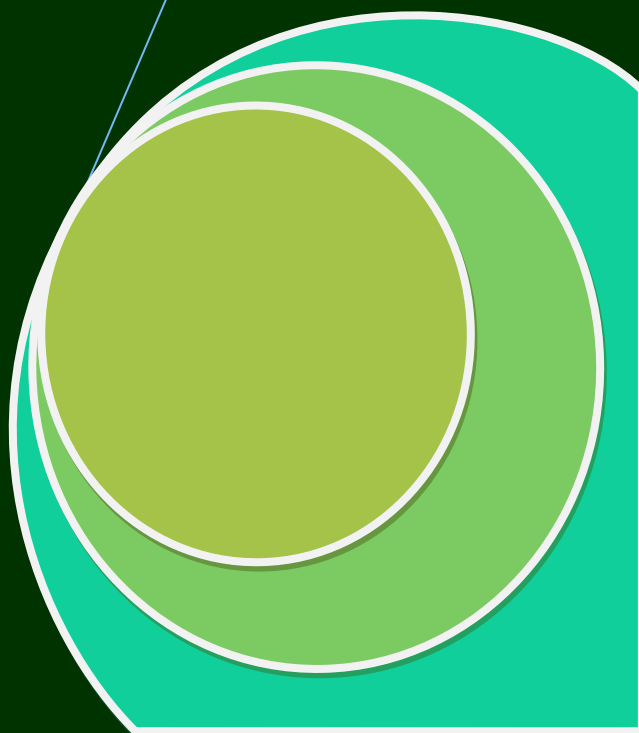
material, permanecieron sin cambios después de la reacción de oxidación, lo cual es un factor clave para que el catalizador pueda ser reutilizado.

- Así, bajo las condiciones de estudio, no se observó lixiviado de la especie activa confirmando que la reacción transcurre por un proceso ciertamente heterogéneo.

REFERENCIAS

- [1] R.A. Sheldon y J. Dakka, "Heterogeneous catalytic oxidations in the manufacture of fine chemicals", *Catal. Today*, Vol. **19**, pp. 215-246, (1994).
- [2] R. A. Sheldon, "Atom efficiency and catalysis in organic synthesis", *Pure Appl. Chem.*, Vol. **72**, pp. 1233-1246, (2000).
- [3] R. A. Sheldon, I. Arends, U. Hanefeld, *Green Chemistry and Catalysis*, Wiley VCH, Alemania (2007).
- [4] M. Kidwai, R. Mohan, "Green Chemistry: An Innovative Technology", *Foundations of Chemistry*, Vol. **7**, pp. 269-287, (2005).
- [5] R.A. Sheldon, R.S. Downing, "Heterogeneous catalytic transformations for environmentally friendly production", *Appl. Catal. A.*, Vol. **189**, pp. 163-183, (1999).
- [6] H.U. Blaser, M. Studer, "The role of catalysis for the clean production of fine chemicals", *Appl. Catal. A* 189 (1999) 191-204.
- [7] W.F. Erman, *Chemistry of the Monoterpenes: An Encyclopedic Handbook*, Ed.; Dekker, New York, (1985).
- [8] K. Bauer, D. Garbe, H. Surburg, *Common Fragrance and Flavor Materials*, Ed., Wiley-VCH, New York, (1997).
- [9] E.F. Murphy, T. Mallat, A. Baiker, "Allylic oxofunctionalization of cyclic olefins with homogeneous and heterogeneous catalysts", *Catal. Today* Vol. **57**, pp. 115-126, (2000).
- [10] R.M. Albert, S.G. Traynor, R.L. Webb, *Fragrance and flavor chemicals*, J. Zinkel, D.F. Russel (Eds.) Naval Stores-Production, Chemistry, Utilization. Pulp Chemicals Association, New York, (1989).
- [11] G. Orloff, B. Winter, C. Fehr, *Perfumes, Art, Sciences and Technology*, P. Muller, D. Lamparsky (Eds.), Elsevier, New York (1991).
- [12] M.R. Sivik; K.J. Stanton; L.A. Paquette, "(1R,5R)-(+)-Verbenone of high optical purity", *Org. Synth.*, Vol. **73**, pp. 57-61, (1994).
- [13] L.C. Passaro, F.X. Webster, "Synthesis of the Female Pheromone of the Citrus Mealybug, *Planococcus citri*", *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Vol. **52** (10) pp. 2896-2899, (2004).
- [14] I.L. Simakov, V.A. Semikolenov, *Chemistry for Sustainable Development* 11 (2003).
- [15] C.M. Chanquía; A.L. Cánepa; J. Bazán-Aguirre; K. Sapag; E. Rodríguez-Castellón; P. Reyes; E.R. Herrero; S.G. Casuscelli; G.A. Eimer, "Copper-containing spherical mesoporous silicates prepared by template-ion exchange: a multitechnique characterization and oxidation properties", *Microporous Mesoporous Mater.*, Vol. **151**, pp. 2-12, (2012).

- [16] Y. Kobayashi, S. Ishida, K. Ihara, Y. Yasuda, T. Morita, S. Yamada, "Synthesis of metallic copper nanoparticles coated with polypyrrole", *Colloid Polym. Sci.* Vol. **287**, pp. 877-880, (2009).
- [17] G.A. Eimer, I. Díaz, E. Sastre, S.G. Casuscelli, M.E. Crivello, E.R. Herrero, J. Perez-Pariente, "Mesoporous titanosilicates synthesized from TS-1 precursors with enhanced catalytic activity in the α -pinene selective oxidation", *Appl. Catal. A*, Vol. **343**, pp. 77-86. (2008)
- [18] Y. Suh, N. Kim, W. Ahn, H. Ree, "Redox-mesoporous molecular sieve as a bifunctional catalyst for the one-pot synthesis of campholenic aldehyde from alpha-pinene", *J. Mol. Catal. A: Chem.*, Vol. **174**, pp. 249-254, (2001).
- [19] W. Holderich, J. Roseler, G. Heitmann, A. Liebens, "The use of zeolites in the synthesis of fine and intermediate chemicals", *Catal. Today*, Vol. **37**, pp. 353-366, (1997).



SEGUNDA PARTE

**ARTÍCULOS
COMPLETOS
DEL IV CONGRESO
PROIMCA**

REVISIÓN DE METODOLOGÍAS USADAS PARA LA ELABORACIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS EN COLOMBIA: CASO DE ESTUDIO BOGOTÁ

Pachón, Jorge E.

Profesor Asociado Universidad de La Salle
Bogotá, Colombia
Email: jpachon@unisalle.edu.co

Resumen. *Los inventarios de emisiones a la atmósfera son una herramienta muy importante en la gestión de la calidad del aire y un insumo fundamental en la implementación de modelos de transporte atmosférico de contaminantes. En Colombia se han aplicado diversas metodologías para la elaboración de inventarios de emisiones en las principales ciudades que dan como resultado valores muy disímiles en las emisiones entre ciudades e incluso dentro de una misma ciudad. Actualmente se trabaja en el país en la elaboración de un protocolo nacional para la elaboración de inventarios de emisiones por parte de las autoridades locales. En este estudio se revisaron las publicaciones donde se reportan inventarios de emisiones en el país y se analizaron con el fin de identificar sus ventajas y desventajas, y en la medida de lo posible recomendar la metodología que mejor se adapte a las circunstancias nacionales. Se espera que en los próximos años, en la medida que los planes locales de gestión del aire se fortalecen, los ejercicios de modelación atmosférica sean más frecuentes y la necesidad de contar con inventarios de emisiones confiables y actualizados sea cada vez más apremiante.*

Palabras clave: *Inventario de emisiones, factores de emisión, modelos, calidad del aire*

1. INTRODUCCIÓN

El impacto de la contaminación del aire en Colombia representa aproximadamente el 1.1% del PIB nacional (~ USD 2.85 millones) [1] asociados con la mortalidad y morbilidad por la contaminación del aire en las ciudades. Este impacto es el resultado de las emisiones sin control a la atmósfera por diversas fuentes: vehículos, establecimientos industriales, construcción, minería y quemas a cielo abierto entre otras actividades. Se estima que en el país se emiten anualmente 35.000 toneladas de PM10, 105.000 toneladas de SOx, 235.000 toneladas de NOx y 1.100.000 toneladas de CO [2]. Estos estimativos se han realizado a partir del consumo de combustibles en el país y por tanto sólo consideran emisiones asociadas a la quema de combustibles fósiles. No existe en el país un inventario nacional de emisiones por otro tipo de fuentes o un consolidado de todas las emisiones.

Tradicionalmente se han usado dos metodologías para la realización de inventarios de

emisión, conocidas como las aproximaciones top-down y bottom-up. En la metodología "bottom-up" el inventario se realiza desde los datos locales o municipales de población tales como número de vehículos, tipo de vías, patrones de conducción, entre otros para la cuantificación de fuentes móviles e intensidad de la actividad industrial y consumo de combustibles para las fuentes fijas. En ambos casos, se aplican factores de emisión para la evaluación de emisiones. Por tanto necesita una gran cantidad de información de base, muchas veces no disponible.

Por otro lado, el enfoque "top-down" es una metodología que puede tener dos apreciaciones: puede referirse a la construcción del inventario de emisiones partiendo de valores de emisiones del dominio completo (por ejemplo a nivel país) y luego con información estadística (población, uso del suelo, tráfico, comercio, entre otros factores) realizar la distribución espacial de dichas emisiones a nivel municipal. Esta metodología contempla también la desagregación temporal, ya que la resolución horaria de las emisiones se logra desde las emisiones anuales. El enfoque "top-down" también puede referirse a la estimación de emisiones a partir de concentraciones ambientales con la aplicación de diversas técnicas, como la modelación inversa en cañones urbanos o en calles abiertas y autopistas [3]. Generalmente, un inventario de emisiones se logra mediante la combinación de estos dos enfoques, pues en ocasiones es posible encontrar datos desagregados mientras que en otros se requiere la desagregación de consolidados a nivel nacional.

Dada la inexistencia de un inventario nacional de emisiones en Colombia, la estimación de emisiones a nivel local mediante la aproximación "top-down" no es factible. Por tanto, los estimativos que se han hecho en algunas ciudades han seguido la metodología "bottom-up", partiendo de información de base, la cual la mayoría de las veces es difícil de conseguir. Al hacer la revisión en el periodo 2000-2010 se encontró la aplicación de diversas metodologías en la estimación de emisiones en las principales ciudades colombianas (Bogotá, Medellín, Cali). Se encontró que en el país se han aplicado diversas metodologías para la elaboración de inventarios de emisiones que dan como resultado valores muy disimiles en las emisiones entre ciudades e incluso dentro de una misma ciudad. En este estudio se hace una descripción de estos ejercicios y se analizan con el fin de presentar sus ventajas y desventajas y en la medida de lo posible seleccionar la metodología que mejor se adapta a las circunstancias nacionales.

2. METODOLOGÍAS USADAS EN DIFERENTES ESTUDIOS

Se revisaron publicaciones en revistas indexadas y reportes académicos o gubernamentales en materia de estimación de emisiones que existieran en el país en el periodo 2000-2012. Se encontraron estimativos de emisiones en los principales centros urbanos (Bogotá, Medellín, Cali) realizados principalmente por instituciones universitarias o empresas de consultoría contratadas por la autoridad ambiental. No hay ningún reporte oficial de emisiones que hayan sido estimadas directamente por alguna autoridad ambiental en Colombia a nivel nacional o local. En este manuscrito se presentan las metodologías que se han utilizado a nivel país para la estimación de emisiones, pero por la magnitud de los resultados el análisis de los mismos se basará exclusivamente en el caso de Bogotá.

Se encontraron siete metodologías para la estimación de emisiones provenientes de fuentes

móviles que se han aplicado en el país (Tabla 1). Con excepción de los modelos ETROME Y MODEMED, desarrollados en la Universidad Pontificia Bolivariana en Medellín [4, 5], el resto de modelos han sido desarrollados en otros países y aplicados en Colombia luego de realizar algunos ajustes.

La estimación de emisiones es general realizada mediante la aplicación de factores de emisión (FE) y conociendo la intensidad de la actividad (A) así como el número de fuentes asociadas con dicha actividad (Ecuación 1).

$$(1)$$

donde FE_{ij} es el factor de emisión para un determinado contaminante i (ej. PM, SO_x, NO_x) y para una categoría industrial o vehicular j ; A_j representa la intensidad de la actividad industrial o vehicular y N_j es el número de fuentes de la categoría j .

MODELO	DESCRIPCION	APLICACIÓN EN EL PAIS Ciudad/año
AIREMIS	AIREMIS es una herramienta de estimación de emisiones acoplada al modelo SAMAA diseñada por la compañía francesa ACRI-ST, disponible en: www.acri-st.fr	Bogotá 2002 [6]
COPERT IV	Modelo desarrollado por la Agencia Ambiental Europea (EEA) para la estimación de emisiones de fuentes móviles, disponible en: http://www.emisia.com/copert/background.html	Bogotá 2008 [8]
EMISENS	EMISENS es un modelo desarrollado en el EPFL, Suiza [17] que combina metodologías top-down y bottom-up. Se basa en la tecnología COPERT IV para estimar factores de emisión. Realiza análisis de incertidumbre por la metodología Monte Carlo.	Bogotá 2008 [8]
ETROME	Emisión de tráfico rodado para Medellín y municipios aledaños [5], realiza la distribución espacial y temporal de emisiones.	Medellín 2005 [5]
IVE	International Vehicle Emission, modelo desarrollado por el Centro Internacional de Investigación en Sistemas Sostenibles (ISSRC) y la Universidad de California en Riverside (UCR) con el objetivo de apoyar la construcción de inventarios de emisión en países en desarrollo [9]. Disponible en: http://www.issrc.org/ive/	Bogotá 2005 [7] Bogotá 2008 [10] Envigado 2010 [11]
MOBILE 6.0	Modelo desarrollado por la US-EPA para la estimación de emisiones de fuentes móviles. Fue reemplazado en el 2010 por MOVES.	Cali 1997 [12]
MODEMED MODEAM	Modelo de emisiones atmosféricas para el Valle de Aburra desarrollado en la Universidad Pontificia Bolivariana.	Medellín 2005 [5]

Tabla 1. Metodologías usadas para la estimación de emisiones en Colombia

Un aspecto crucial en la aplicación de esta metodología (Ecuación 1) es el conocimiento de factores de emisión locales, lo cual muchas veces no es posible. Con el fin de aproximarse al conocimiento de factores de emisión se han usado diversas fuentes entre las cuales se encuentran factores de emisiones desarrollados a partir de mediciones directas y trabajo de campo o adaptados de otros países y ajustados a las circunstancias nacionales (Tabla 2).

FACTOR DE EMISION	DESCRIPCION	APLICACIÓN EN EL PAIS
AP-42	Factores de emisión para procesos industriales y de combustión externa desarrollados por US-EPA para fuentes industriales (Volumen I) y para fuentes móviles (Volumen II). [14] http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/	Cali [12]
CORINAIR	CORINAIR son factores de emisión de la Agencia Europea del Ambiente (http://www.eea.europa.eu/publications/EMEP-CORINAIR5) ahora conocidos como la metodología (EMEP/EEA) [15]	Medellín [5] Bogotá [6]
MEDICION DIRECTA	Ref. [10] estiman factores de emisión para fuentes móviles a partir de pruebas en ruta. Ref [16] estiman factores de emisión para fuentes fijas a partir de análisis isocinéticos.	Bogotá [8]
MODELACION INVERSA	Modelación inversa mediante la técnica de “street canyon”	Bogotá [3] Bogotá [6]

Tabla 2. Factores de emisión usados en la estimación de emisiones atmosféricas en Colombia

Con respecto a la intensidad de la actividad industrial o vehicular se han asumidos dos lineamientos: la recolección de información directamente desde la fuente o la realización de campañas de campo con el fin de obtener esta información (Tabla 3).

TIPO DE INFORMACION	FUENTE	EJEMPLO DE APLICACION
Número de vehículos en cada categoría, km recorridos al día, distribución tecnológica de los vehículos	Secretarías de Tránsito, bases de datos de vehículos matriculados Certificados de emisión de gases emitidos por Centros de Diagnóstico Autorizados (CDA)	Bogotá 2005 [7] Envigado 2010 [11]
km recorridos al día	Encuestas en parqueaderos	Bogotá 2005 [7] Bogotá 2008 [10]
Participación de categorías vehiculares (VP, buses, camiones, motos)	Filmación en vías	Bogotá 2005 [7] Bogotá 2008 [10]
Patrones de conducción	Campañas con GPSs	Bogotá 2005 [7] Bogotá 2008 [10]

Tabla 3. Fuentes de información sobre actividad vehicular

2.1 Modelo de emisión de tráfico rodado para Medellín ETROME

El modelo ETROME [5] realiza la distribución temporal y espacial de emisiones de fuentes móviles en Medellín, por medio de la aplicación del modelo ETROME que resuelve la siguiente ecuación:

$$(2)$$

donde N = número de vehículos; i = contaminante; j = celda; h = hora; m = modelo de vehículo según antigüedad (<1970; 1970-1979; 1979-1896; >1986); k = categoría vehicular (autos <1400cc; autos 1400-2000cc; autos >2000cc; buses; camiones; motos); v = tipo de vías según velocidad de flujo (30km/h; 45km/h; 60km/h), $L_{v,j}$ es la longitud de la vía en cada una de las celdas; $N_{v,j,h}$ es el número de vehículos por celda y por hora; $F_{v,k,m,i}$ es el factor de emisión por tipo de vehículo, vía y categoría para cada contaminante (CO, NO_x, VOCs, TSP, SO₂).

2.2 Mobile 6.0

MOBILE6 es un modelo para la estimación de factores de emisión (en gramos por milla recorrida) de HC, CO, NO_x, CO₂, PM y compuestos tóxicos de vehículos livianos, pesados y motocicletas bajo diferentes condiciones de operación. La primera versión fue lanzada en 1978 y la última (MOBILE6) en el 2001. Fue reemplazado a partir del 2010 por MOVES (Motor Vehicle Emission Simulator).

MOBILE6 fue aplicado en la estimación de emisiones para la zona urbana de Cali-Yumbo en el año 1997 [12]. Con el fin de suministrar los datos del parque automotor, tiempos de operación y kilómetros recorridos por los vehículos se consultaron bases de datos del Ministerio de Transporte. Para la estimación de emisiones de fuentes fijas se usaron factores EPA AP-42. En la zona se encontraban 50 empresas en el área de Yumbo y 58 en el área de Cali en el año 1997. Los combustibles más utilizados en el área fueron: fuel-oil, GLP, gas natural, crudo de castilla, carbón, aserrín.

2.3 Airemis

AIREMIS es una herramienta de estimación de emisiones acoplada al modelo SAMAA (Software for Air Quality Modeling and Analysis) diseñado por ACRI-ST (www.acri-st.fr). AIREMIS calcula emisiones de contaminantes primarios (NO_x, SO₂, CO, COVNM, CH₄, MP) para fuentes móviles (terrestre y aéreo), fijas, biogénicas y de área a partir de la aplicación de factores de emisión.

Ref. [6] aplicó AIREMIS en Bogotá (Colombia) usando dos tipos de factores de emisión: 1) CORINAIR y 2) factores de emisión con el tráfico de Bogotá obtenidos mediante modelación inversa [3]. Luego de aplicar los dos inventarios de emisión en un modelo de calidad del aire, las concentraciones estimadas fueron más cercanas a las observadas usando los factores de emisión desarrollados para Bogotá. Autores concluyen que los patrones de conducción, la tecnología y edad de la flota vehicular, y la altitud sobre el nivel del mar son variables que pueden tener mayor relevancia a la hora de estimar emisiones que la distribución exacta de la flota vehicular y la velocidad de recorrido.

Al evaluar las emisiones, se encuentra que la contribución más importante de CO, COVNM, CO₂ y NO_x en Bogotá está dada por el tráfico, y en especial por vehículos diesel que emiten el 99% de las emisiones vehiculares de PM₁₀ y el 96% de las emisiones vehiculares de NO_x, aunque sólo corresponden al 5% del total de la flota vehicular (en el 2007). Los autores reconocen incertidumbres asociadas a la calidad de la información de base, la extrapolación de información con base en lo existente para llenar vacíos de información y la aplicación de AIREMIS, un modelo que ha sido desarrollado para ciudades europeas.

Los autores realizan una distribución espacial de contaminantes atmosféricos en Bogotá y sus alrededores usando una malla de 212km*212km con celdas cuadradas de 4km de lado (53 celdas), encontrando que las celdas del centro de Bogotá son las que presentan las mayores concentraciones de contaminantes provenientes fundamentalmente de las fuentes móviles [6].

2.4 Modelo IVE

El IVE es un modelo desarrollado por el Centro Internacional de Investigación en Sistemas Sostenibles (ISSRC por sus siglas en inglés) y la Universidad de California en Riverside (UCR) y financiado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) con el objetivo de apoyar la construcción de inventarios de emisión en países en desarrollo.

El inventario de emisiones de fuentes móviles depende de las siguientes variables: características del combustible, tipo de vehículo, estándares de emisión, programas de

inspección y mantenimiento, patrones de conducción. IVE trae consigo factores de emisión que han sido desarrollados a partir de información existente en los Estados Unidos, y otros países como Tailandia, China e India. Estos factores son susceptibles de modificación con el fin de considerar condiciones locales aplicando factores de corrección a los factores de emisión.

El modelo es una herramienta muy útil pero requiere de información local como: composición de la flota vehicular, actividad vehicular y factores de emisión locales (cuando son disponibles). Para conocer la composición de la flota se recomienda grabaciones del flujo vehicular y visitas a parqueaderos. En cuanto a la actividad vehicular, es decir, la cantidad de km recorridos a diario por un tipo de vehículo, se aconseja el uso de sistemas GPS. El IVE es un modelo versátil y útil para la evaluación del efecto y las tendencias de diversas medidas enfocadas al control de la contaminación atmosférica.

Ref. [11] aplicó el IVE en Envigado (Colombia). La distribución vehicular (clase) fue suministrada por la Secretaría de Tránsito y Transporte del municipio, se clasifica en cinco categorías: vehículos livianos, vehículos pesados, taxis, buses, motos. Factores de emisión se tomaron de Ref. [7] para Bogotá, quien ajusto con factores de corrección los factores de emisión por defecto del modelo. Similar a lo encontrado en Medellín [4], el 84% del tráfico vehicular se presenta entre las 7am y las 7pm. Se hizo la distribución espacial con ArcGIS 9.3 y temporal.

Una primera aplicación del IVE en Bogotá fue en el 2005 [7] con factores de emisión desarrollados a partir del ciclo de conducción del Método de Prueba Federal (FTP) de los Estados Unidos, ajustados a las características de la ciudad. Los ajustes fueron por temperatura, humedad, programas de mantenimiento e inspección, calidad del combustible y altura del lugar. Se señala como incertidumbre el uso de este tipo de factores de emisión. A partir de datos experimentales se estimó Factor de Actividad (FA)= 17.000 km/año (reducción anual del 2%)

Para la estimación de los factores de actividad se hicieron campañas sugeridas en el modelo IVE que consistieron en visitas y encuestas en parqueaderos, aforos vehiculares con video cámara para el conteo y clasificación de la flota vehicular. La campaña se desarrolló del 17-28 enero de 2005. A partir de estudios desarrollados previamente [13] se determinó el factor de actividad, km recorridos por año para la flota vehicular de la ciudad. Este estudio determinó que los vehículos particulares constituyen el 85% del total de vehículos.

Se encontró que la flota de buses y camiones en la ciudad son responsables del 30% del CO, 40% de NO_x, 40% de SO_x y 50% de PM10. Por su lado los vehículos particulares aportan el 40% de las emisiones de CO, 40% de CO₂, 35% de COV, 30% de NO_x y 20% de SO_x. Se valoraron escenarios de fuentes móviles c como: mejoramiento de la calidad del diesel, usando un diesel de bajo contenido de azufre se lograría reducciones de 45% en las emisiones de PM10 y de 65% en las emisiones de SO_x; eliminación de la sobreoferta: para Bogotá valorada entre el 11 y 22%, reducción en emisiones de PM10 del 15%, y del 10% en CO, NO_x, SO_x, al eliminar 5500 buses (1% de la flota vehicular); renovación de la flota vehicular incluyendo mejoramiento del diesel; requerimiento de catalizador en motos de la ciudad y paso hipotético a 4 tiempos; taxis y colectivos a gas natural y Transmilenio de diesel a gas natural.

Posteriormente en el 2009 se encuentra una segunda aplicación del modelo IVE en Bogotá con trabajo en campo con GPS para evaluar patrones de movimiento y visita a parqueaderos con el fin de recolectar información sobre distancia recorrida [10]. Se experimentó con 155 vehículos: 80 a gasolina, 34 a gas natural, 32 de carga pesada y 9 buses de la flota Transmilenio. Factores de emisión mediante medición directa.

Se establecieron factores de actividad de acuerdo a la categoría vehicular de la siguiente forma, vehículos particulares (VP), camperos y camionetas (CC).

$$FA (VP) = 8.000 + (25.000)/edad \quad (3)$$

$$FA (CC) = 10.500 + (30.000)/edad \quad (4)$$

Para camiones 31.000 km/año y 73.000 km/año para taxis [7]. Para Transmilenio son 70.000 km/año, buses escolares 72.000 km/año [10].

Los factores de emisión para este estudio fueron determinados a partir de pruebas en ruta (no en dinamómetro), se obtuvieron promedios de cada uno de los vehículos que hacia parte de la categoría vehicular.

(5)

FE es el factor de emisión del contaminante i (PM, CO, CO₂, HCT, NO_x) para cada categoría j , A es el nivel de actividad (km/día) para categoría j , y N_j es el número de fuentes en la categoría j .

2.5 Medición directa en fuentes fijas

Ref. [16] desarrolló una metodología para la estimación de emisiones atmosféricas provenientes de fuentes fijas en Bogotá fue: 1) realización de estudios isocinéticos en 63 predios; 2) visita a 3.000 instalaciones industriales con el fin de recolectar información primaria relacionada con el consumo de combustible y el tipo de tecnología usada; 3) uso de fotografías aéreas para identificación de chimeneas; 4) balance energético de la ciudad.

Estimación de emisiones de acuerdo a la ecuación típica:

(6)

Donde FE es el factor de emisión para cada contaminante i (PM, SO_x, NO_x) y cada categoría industrial j , A representa la intensidad de la actividad y n el número de fuentes de la categoría j .

FE en este estudio se obtuvo a partir de los análisis isocinéticos, asumiendo que los valores encontrados son representativos del sector industrial en Bogotá. Ref. [16] encuentran una tendencia a la baja en las emisiones de SO_x y una tendencia en alza en las emisiones de NO_x, atribuible al reemplazo de fuel-oil en industrias por gas natural. El 9% de las industrias usan carbón, aportando el 86% de las emisiones de material particulado y el 99% de las emisiones de óxidos de azufre.

2.6 Modelación inversa o “street canyon”

Para la estimación de factores de emisión mediante la técnica de modelación inversa “street canyon”, [3] realizaron la estimación de factores de emisión mediante modelación inversa mediante la técnica de “street canyon”, realizando una campaña de medición de contaminantes atmosféricos en diciembre de 2002. El modelo usado es de la forma:

$$C_h = F_h \times E_h + C_{h \text{ base}} \quad (7)$$

donde C_h es la concentración promedio de un contaminante al interior del SC para un período de tiempo determinado (M/L^3), F_h es una función que describe la dispersión del contaminante emitido (vehículo/ L^2), E_h es la cantidad de contaminante emitido por un vehículo promedio ($M/vehículo/L$) y $C_{h\text{-base}}$ es la concentración de base (M/L^3). Ajustando un modelo de regresión lineal entre C_h y F_h se puede obtener E_h como el valor de la pendiente. A partir del valor de E_h se puede obtener el factor de emisión para un tipo particular de vehículos.

2.7 Copert

Es el modelo que usa la metodología CORINAIR, requiere información de actividad vehicular y factores de emisión (en este caso Europeos de CORINAR). Se hacen estimación de emisiones de NO_x, CO, COVNM, CO₂, SO₂, CH₄ y PM₁₀ [15]. Fue aplicado por Ref. [8] en Bogota.

3. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

A continuación se presenta un análisis sobre la estimación de emisiones en fuentes fijas y móviles en Bogotá a partir de la literatura revisada.

3.1 Fuentes fijas

Sólo tres estudios presentan inventarios de emisión para fuentes fijas en Bogotá [6, 8, 16]. Los inventarios de [16] y [8] presentan valores muy similares en la estimación de las emisiones (Figura 1). Las categorías industriales usadas por [8] fueron las mismas de [16] con adición de calderas GLP, diesel y aceite usado. Los factores de emisión coinciden para NO_x, PM y SO₂, para CO, sin embargo, se usaron factores de la US-EPA AP-42 [14], puesto que [16] no reporta FE para este contaminante. Para aceite usado se usaron factores de emisión de la Universidad de Virginia.

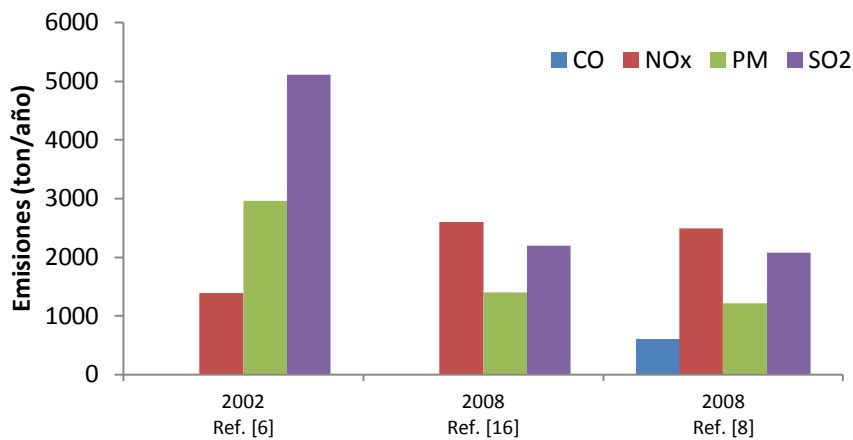


Figura 1. Estimativo de emisiones de fuentes fija en Bogotá

Ref. [16] hicieron mediciones directas y desarrollaron factores de emisión que posteriormente usan en Ref. [8]. Ref. [6] toma las emisiones de un inventario entregado por el DAMA-INAMCO en el 2001 el cual uso factores de emisión US AP-42 [14] que parecen estar sobreestimando las emisiones en Bogotá.

3.1.1 Monóxido de carbono (CO)

El CO es un contaminante típico de fuentes móviles (99%). Sin embargo, en Bogotá se pueden estar estimando 600 ton/año proveniente de fuentes industriales. El CO puede provenir de la combustión del gas natural en instalaciones industriales. Sólo dos estudios [6, 8] presentan estimaciones de CO para fuentes fijas. Ambos estudios hacen uso de factores de emisión de EPA AP-42. Ref. [6] con una base de datos desarrollada en años anteriores para el DAMA por la empresa INAMCO y [8] con sus propios cálculos. La diferencia en las emisiones es considerable, Zárate [6] con 8000 ton/año y Rojas [8] con 607 ton/año. Al revisar el número de predios industriales se observa que para el 2004 se consideraron 4818 chimeneas industriales, en tanto que para el 2008 se reportan 1476 fuentes fijas. Esta diferencia en el número de chimeneas puede explicar la diferencia en las emisiones de CO entre estos dos estudios.

3.1.2 Dióxido de azufre (SO₂)

El SO₂ se emite de combustibles como: carbón (84%), crudo (9%), fuel-oil (6%). En AP-42 [14] el factor de emisión para SO₂ depende del porcentaje de azufre del combustible. Si se usa el porcentaje máximo aceptado en el país (según Resolución 898 de 1985, vigente en el 2002) que es 2.5%, se tendría un factor de emisión de 47.5 g/kg, el cual es significativamente más

alto que los estimados por [16] (de 12 a 22 g/kg), por lo cual se podría pensar en una sobrestimación de las emisiones de SO₂ usando los factores AP-42 [6]. También es posible que lo anterior se explique por el número de chimeneas reportadas en el 2004 con respecto al 2008. (Zárate [6] reporta 5110 ton/año de SO₂ frente a 2200 de Fandiño [16]).

3.1.3 Material particulado (PM)

El PM se emite de combustibles como: carbón (84%), gas natural (14%). En AP-42 [14] el factor de emisión para PM depende del porcentaje de cenizas del combustible. Si se usa el % máximo aceptado en el país que es del 8%, se tendría un factor de emisión de 40 g/kg, el cual es más alto que [16] (de 6 a 12 g/kg). Zárate [6] reporta 2960 ton/año de PM frente a 1400 en Fandiño [16]. También es posible que lo anterior se explique por el número de chimeneas reportadas en el 2004 con respecto al 2008.

3.1.4 Óxidos de nitrógeno (NO_x)

Los NO_x se emiten de combustibles como: Carbón (27%), gas natural (70%), crudo (2%). Para NO_x los FE son los más similares entre AP-42 [14] y mediciones en [16]. Las emisiones en [6] son menores que en [16], 1400 ton/año vs 2600 ton/año. Si la teoría del cambio de combustible es cierta, esto podría explicar el aumento en las emisiones de NO_x, que están más relacionados con el consumo de gas natural.

3.2 Fuentes móviles

En comparación de las fuentes fijas, al menos seis estudios se han desarrollado en Bogotá con el objetivo de estimar las emisiones de fuentes móviles [2, 6, 7, 8, 10, 13] considerando contaminantes como CO, NO_x, PM, SO₂, hidrocarburos totales (HCT), compuestos orgánicos volátiles (COV) y CO₂.

3.2.1 Monóxido de carbono (CO)

Las emisiones de CO de fuentes móviles corresponden al 99.9% del total de emisiones en Bogotá y provienen principalmente de vehículos de pasajeros (incluyendo camionetas y camperos) con el 75% de la emisión. Las motos contribuyen con un 11%, taxis con 7%, buses y camiones con 7%. Las cantidades de CO estimadas entre el 2001 y el 2010 muestran la gran variabilidad en las emisiones dependiendo de la metodología empleada, con un rango entre 230 mil ton/año [17] y un millón de toneladas por año [18] (Figura 2). Los valores máximos se encuentran en la estimación del 2001 y del 2005 utilizando el modelo IVE [7]. Si se exceptúan estas dos estimaciones, se podría observar dos rangos claros de emisiones: en el período 2002-2005 con cerca de 300.000 ton/año y un posterior incremento a 700.000 ton/año en el 2008, lo cual puede sugerir el incremento de vehículos particulares y motos, principales emisores de CO. La diferencia entre las emisiones del 2008 estimadas por [8] y [10] radica en que [8] consideraron emisiones de CO de vehículos de carga pesada usando factores de emisión de la metodología COPERT.

En el 2001 se usaron factores de emisión de EPA AP-42 [14], en tanto que en el 2005 se usó

el modelo IVE [7] con factores de emisión definidos en el modelo IVE y ajustados a Bogotá con factores de corrección. Los FE del IVE se han desarrollado con información existente en Estados Unidos, pero también con alguna información de Tailandia, China e India, por lo cual se espera estén mejor ajustados al caso de Colombia. Para obtener valores anuales, [7] ha multiplicado los valores diarios por 329 (considerando domingos y festivos en los cuales los carros se mueven menos), con el fin de comparar los valores con otros estudios se utilizó un año estándar de 365 días.

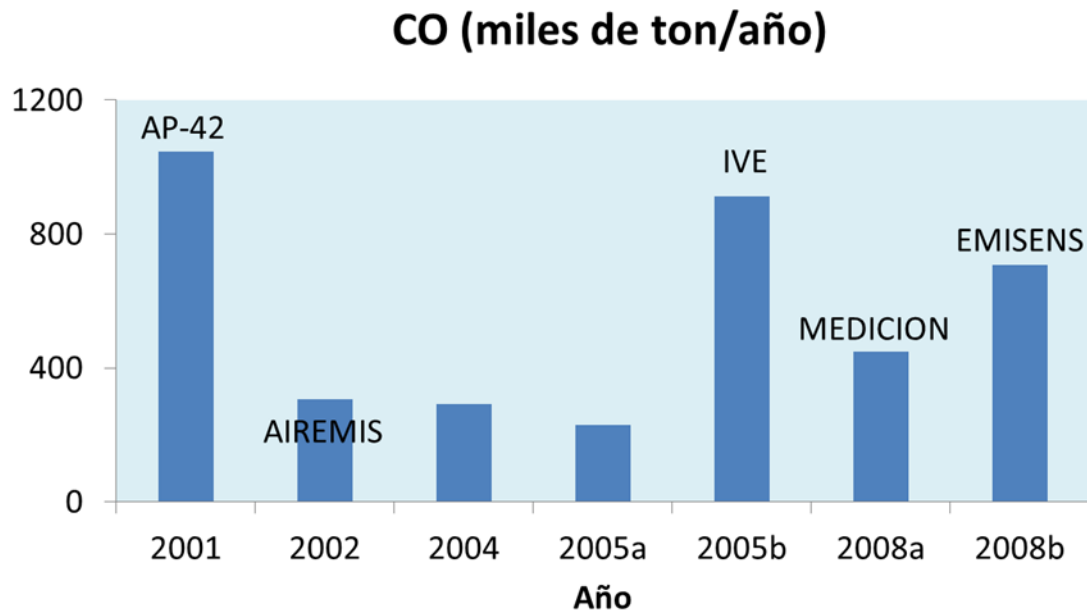


Figura 2. Estimativos de emisiones de CO provenientes de fuentes móviles en Bogotá (Fuente: 2001 [18], 2002 [6], 2004 [13], 2005a [17], 2005b [7], 2008a [10], 2008b [8])

Posiblemente estas dos metodologías, usando factores AP-42 y el modelo IVE ajustado, tiendan a sobreestimar las emisiones en Bogotá. Al comparar con otros estudios y encontrar diferencias significativas, [7] concluye que es necesario seguir realizando estudios de emisiones de fuentes móviles.

3.2.2 Óxidos de nitrógeno (NOx)

Las emisiones de NOx de fuentes móviles corresponden al 96% del total de emisiones de la ciudad y provienen principalmente de vehículos de pasajeros (37%) y buses y camiones (37%). Los taxis contribuyen con un 23% y las motos con el 3%. Similar a las emisiones de CO, en la estimación de emisiones de NOx se observa la variabilidad según la metodología de estimación. Emisiones de NOx por encima de las 50 mil toneladas al año son reportadas para el año 2005 [7] y para el 2008 [8]. Para años anteriores al 2005 e incluso para estimación de emisiones en el 2008 [10] las emisiones de NOx están por debajo de las 50 mil ton/año. Al

igual que CO, la estimación de NO_x propuesta por [7] parece estar sobreestimando las emisiones, sobre todo si se tiene en cuenta que el nivel de emisiones reportado para el 2005 es prácticamente el mismo que emisiones reportadas para el 2008. La diferencia entre [10] y [8] es que [10] no consideró emisiones de NO_x provenientes de vehículos de carga pesada, lo cual puede constituir un porcentaje significativo de las emisiones de NO_x en la ciudad.

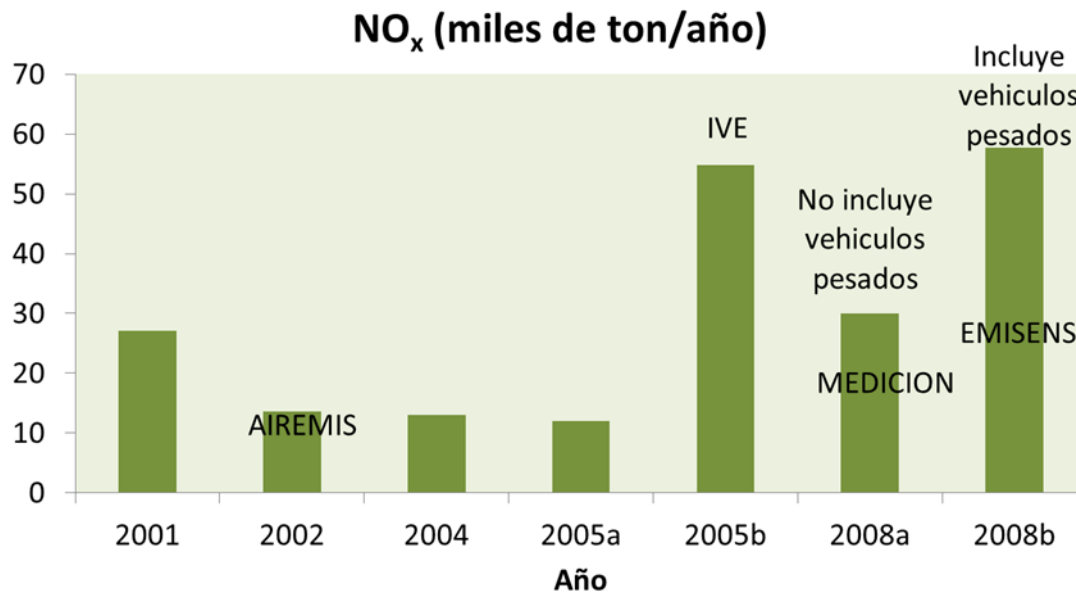


Figura 3. Estimativos de emisiones de NO_x provenientes de fuentes móviles en Bogotá (Fuente: 2001 [18], 2002 [6], 2004 [13], 2005a [17], 2005b [7], 2008a [10], 2008b [8])

En el período 2002-2005 se observa una estimación homogénea en el nivel de emisiones de NO_x con un promedio cercano a las 13.000 ton/año que se incrementa a cerca de 55.000 ton/año para el 2008. Lo anterior puede explicarse en varios fenómenos: aumento de la flota vehicular de vehículos particulares, conversión acelerada de vehículos a gas natural, especialmente la flota de taxis, crecimiento de la flota de Transmilenio.

3.2.3 Material particulado (MP)

Las emisiones de MP de fuentes móviles corresponden al 50% del total de emisiones en Bogotá y provienen principalmente de vehículos pesados (buses y camiones) con el 76% de la emisión. Las motos contribuyen con un 18%, los vehículos livianos con el 6% y los taxis menos del 1%. Las cantidades de emisiones de PM están dentro de las más homogéneas con un rango entre 1100 y 2100 ton/año, con el dato más alto presentado por [7]. Con excepción

de [10] y [8] quienes estiman PM_{2.5}, el resto de estudios estiman PM₁₀. La diferencia en las emisiones del 2008 está en que en [10] no consideraron FE de PM_{2.5} para vehículos livianos ni motos, el cual para el 2008 correspondió al 24% del total de emisiones de PM.

Se puede observar que el nivel de emisión de MP por fuentes móviles se ha mantenido relativamente constante desde el 2002 hasta 2008 en las 1500 ton/año. Se espera que a partir del 2008 las emisiones disminuyan en virtud del mejoramiento del combustible diesel en el país que tuvo lugar a partir del 2008 y otras medidas tendientes a incentivar el uso de sistemas masivos de transporte público en las principales ciudades colombianas. Sin embargo, esta reducción puede contrarrestarse con las emisiones crecientes de MP de motocicletas.

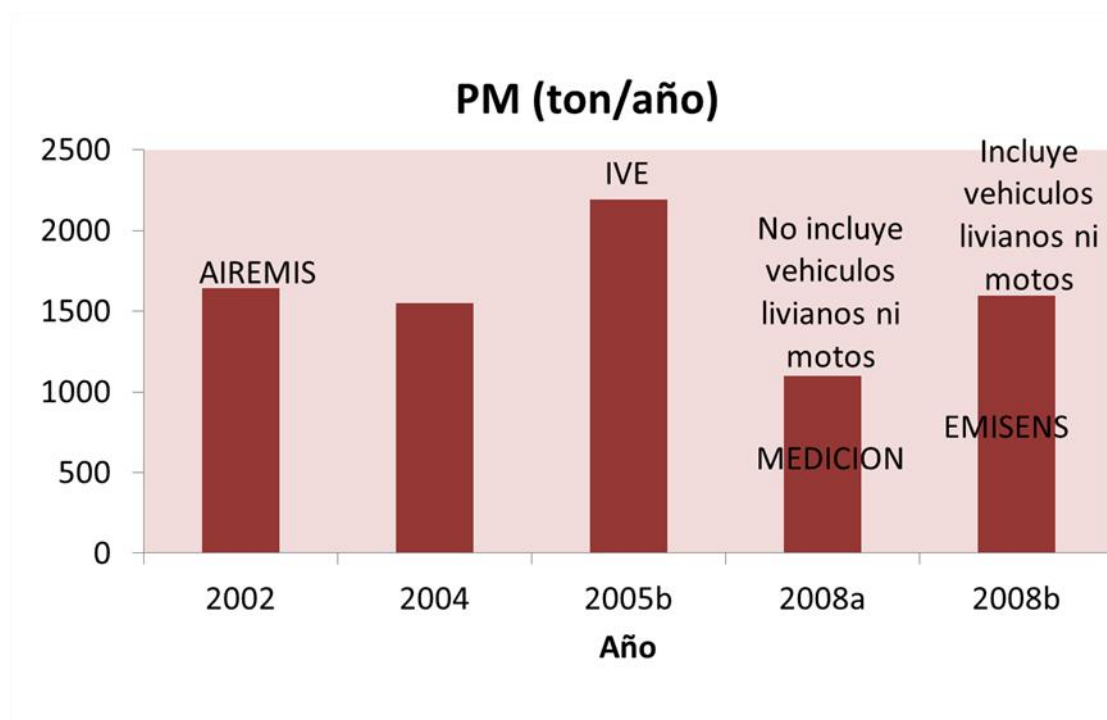


Figura 4. Estimativos de emisiones de PM provenientes de fuentes móviles en Bogotá (Fuente: 2002 [6], 2004 [13], 2005b [7], 2008a [10], 2008b [8])

3.2.4 Dióxido de azufre (SO₂)

Las emisiones de SO₂ de fuentes móviles corresponden al 90% del total de emisiones en Bogotá y provienen principalmente de vehículos de pasajeros (incluyendo camionetas y camperos) con el 77% de la emisión. Los buses y camiones contribuyen con el 10%, los taxis con 13% y las motos con menos del 1%. Con excepción de la estimación de emisiones de SO₂ realizada en [8] con un valor de 13.000 ton/año, las estimaciones en años anteriores (2001, 2004 y 2005) no superaban las 4.000 ton/año. Es posible que se hayan subestimado las emisiones para este contaminante en años anteriores.

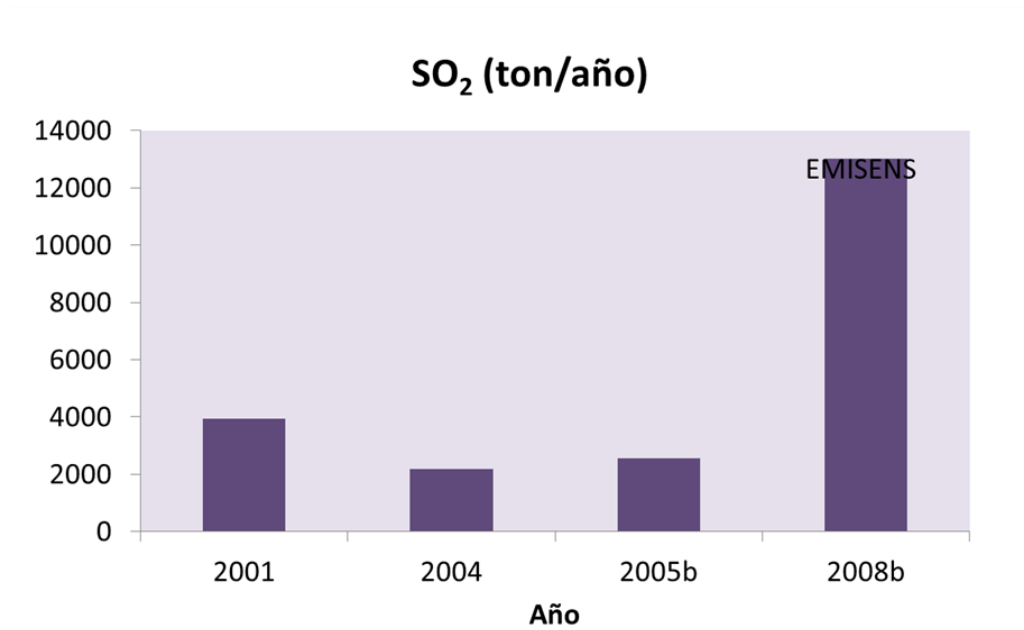


Figura 5. Estimativos de emisiones de CO provenientes de fuentes móviles en Bogotá (Fuente: 2001 [18], 2004 [13], 2005b [7], 2008b [8])

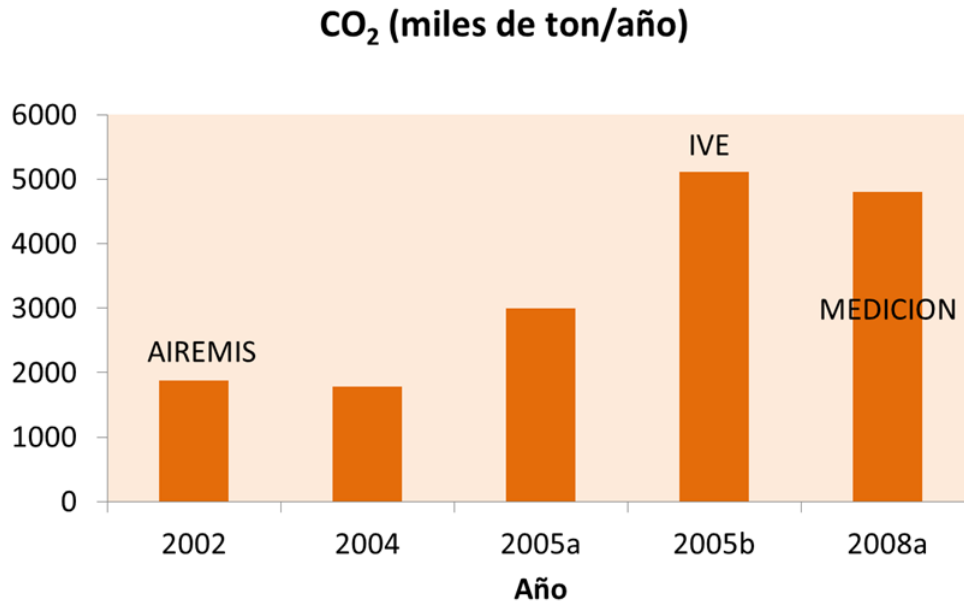


Figura 6. Estimativos de emisiones de CO₂ provenientes de fuentes móviles en Bogotá (Fuente: 2002 [6], 2004 [13], 2005a [17], 2005b [7], 2008a [10])

La reducción de emisiones de SO₂ por parte de la flota vehicular es esperada a partir del 2008 cuando entra en vigencia la reducción del contenido de azufre en el combustible diesel distribuido en el país.

3.2.5 Dióxido de carbono

Las emisiones de CO₂ para el periodo 2002-2004 se encuentran en un rango de 1800 ton/año y se incrementan posteriormente a cerca de 5000 ton/año para el 2008. Similar al caso de otros contaminantes, el IVE tiene a sobrestimar las emisiones de CO₂ con una cantidad superior a las 5000 ton/año para el 2005 [7].

3.3 Comparación del modelo IVE

Dos estudios hacen uso del modelo IVE en Bogotá para la estimación de emisiones provenientes del tráfico con resultados disimiles. En el 2005 [7] realiza la aplicación del modelo IVE con factores de emisión que vienen por defecto en el modelo y con la aplicación de factores de corrección. Posteriormente en el 2008, en [10] se llevan a cabo una campaña de campo para la estimación de factores de emisión de diferentes contaminantes en diferentes tipos de categorías vehiculares para Bogotá y la aplicación del IVE. Se observa que las emisiones estimadas de CO, NO_x, PM y CO₂ de fuentes móviles son superiores en todos los casos en el 2005, lo cual no es consistente con el crecimiento continuo de la flota vehicular en la ciudad. Posiblemente, el uso de factores de emisión del modelo IVE [7] estarían sobrestimando las emisiones de la ciudad con respecto al uso de factores de emisión generados a partir de mediciones directas [10].

AÑO	CO	NO _x	PM	CO ₂	REFERENCIA
2005	912.500	54.750	2190	5.110.000	[7]
2008	450.000	30.000	1100	4.800.000	[10]

Tabla 4. Estimación de emisiones (ton/año) en Bogotá con la aplicación del modelo IVE

4. CONCLUSIONES

- Las fuentes fijas emiten en Bogotá en promedio 2500 ton/año de NO_x, 1300 ton/año de PM, 2100 ton/año de SO₂ y 600 ton/año de CO. Al comparar con las emisiones de fuentes fijas, solo las emisiones de PM son considerables, siendo el resto de contaminantes emitidos fundamentalmente por fuentes móviles.
- Con respecto a las fuentes móviles, se observa un incremento en el periodo 2000-2008 en las emisiones de CO, NO_x, SO₂ y CO₂ en Bogotá que puede ser explicado en el incremento en la flota vehicular particular durante los últimos años. Las emisiones de PM, por el contrario, han mostrado una tendencia decreciente posiblemente explicada por la implementación de nuevas rutas del sistema Transmilenio que ha desplazado buses más contaminantes. También puede haber contribuido en esta disminución la

introducción de vehículos particulares nuevos con tecnologías menos contaminantes.

- Se observa que la aplicación de modelos con factores de emisión obtenidos mediante mediciones directas en la ciudad tiene un mejor comportamiento con respecto al uso de factores de emisión de otras latitudes. Al aplicar el modelo IVE con factores de emisión por defecto del modelo vs factores obtenidos a partir de mediciones directas resulta en una mejor estimación de las emisiones. De forma similar, al aplicar el AIREMIS con factores de emisión CORINAIR (Europa) vs factores de emisión de modelación inversa se obtiene un mejor ajuste con datos de concentración de calidad del aire. Sin embargo, debe tenerse cuidado por la incertidumbre asociada a los factores de emisión generados a partir de mediciones directas que puede ser alta.
- Se requiere de un análisis más profundo de los diversos métodos de estimación de emisiones antes de ser recomendado en el protocolo nacional de inventarios de emisiones. El borrador de protocolo recomienda actualmente el modelo IVE y lo que se ha visto es que este modelo (haciendo uso de factores de emisión que vienen por defecto en el modelo) tiende a sobrestimar las emisiones en Bogotá.
- Es necesario centralizar la información para la estimación de emisiones en el país, la definición de un modelo único para la estimación de emisiones no garantiza que se logre un inventario adecuado de emisiones ni un consolidado nacional si no se cuenta con información de base que esté debidamente sistematizada y sea asequible en la medida de lo posible vía internet.

REFERENCIAS

- [1] Banco Mundial. “Costos asociados a la contaminación ambiental en Colombia”. 2011.
- [2] Departamento Nacional de Planeación Colombia (DNP). Documento CONPES 3344: “Lineamientos para la formulación de la política de prevención y control de la contaminación del aire”. Bogotá. (2005).
- [3] Manzi, V; Belalcazar, L.C.; Giraldo, E.; Zarate, E.; Clappier, A. “Estimación de los factores de emisión de las fuentes móviles de la ciudad de Bogotá”. *Revista de Ingeniería de la Universidad de Los Andes* 18, 18-25. 2003. disponible en: http://biblioteca.uniandes.edu.co/Tesis_2003_segundo_semestre/00002172.pdf, (2010)
- [4] Toro, M.V. “Modelo de emisiones atmosféricas para el Valle de Aburrá” MODEMED. (2001).
- [5] Toro, M.V, Ramírez, J, Quinceno, R & Zuluaga, C.. “Cálculo de la emisión vehicular de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Medellín mediante factores de emisión” CORINAIR, (2006). [en línea], disponible en: <http://www.cepis.org.pe/bvsci/e/fulltext/medellin/vehiculos.pdf>, (2010).
- [6] Zárate, E., Belalcázar, L. C., Clappier, A., Manzi, V., & Van den Bergh, H. “Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories”. *Atmospheric Environment* 41, 6302–6318. (2007).
- [7] Giraldo, A. y Behrentz, E. Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes. Tesis de grado Maestría en Ingeniería Civil, Universidad de Los Andes, Bogotá, 2005.

- [8] Rojas, N. y Peñaloza, E. “Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá. Convenio 195-08, Fortalecimiento y desarrollo de herramientas de modelación meteorológica y de calidad de aire para Bogotá D.C.” Ecopetrol, Secretaría del Ambiente, UNAL (2010).
- [9] Davis Nicole, Lents James, Osses Mauricio, Nikkila Nick and Barth Matthew. “Development and Application of an International Vehicle Emissions Model. Transportation” *Research Board*, 81st Annual Meeting, January, Washington D.C.(2005).
- [10] Rodríguez, P. y Behrentz, E. “Actualización del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá, a través de mediciones directas”. Disponible en: http://biblioteca.uniandes.edu.co/Tesis_12009_primer_semestre/524.pdf. (2009)
- [11] Londoño, J.; Correa, M.; Palacio, C. A. “Estimación de las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de fuentes móviles en el área urbana de envigado, Colombia”. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia*, Medellín, Colombia. (2011).
- [12] Jaramillo, M.; Núñez, M. E.; Ocampo, W.; Pérez, D. y Portilla, G.” Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos convencionales en la zona de Cali-Yumbo”. *Revista Facultad de Ingeniería* No. 31. pp. 38-48. Junio, (2004)
- [13] Behrentz, Eduardo. Modelo de calidad del aire para Bogota. Uniandes-DAMA (2004)
- [14] US-EPA. Documento AP-42: Compilation of Air Pollutant Emission Factors. (2009).
- [15] European Environment Agency (EEA). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009: Technical guidance to prepare national emission inventories..* ISBN 978-92-9213-034-3. EEA Technical report series: ISSN 1725-2237. DOI 10.2800/23924. (2009)
- [16] Fandiño, M y Behrentz, E. “Actualización del inventario de emisiones de fuentes fijas para la ciudad de Bogotá, a través de mediciones directas”. Disponible en: http://biblioteca.uniandes.edu.co/Tesis_12009_primer_semestre/525.pdf. (2009).
- [17] Behrentz, Eduardo. Estimacion de contaminantes y gases de efecto invernadero de fuentes móviles en la ciudad. Start-Uniandes (2005)
- [18] DAMA-UNAL. Plan de gestión de calidad del aire para el Distrito Capital 2001-2009. Universidad Nacional de Colombia, DAMA (2001)
- [17]Ho, Quoc Bang. “Optimal Methodology to Generate Road Traffic Emissions for Air Quality Modeling: Application to Ho Chi Minh City”. Ecole Polytechnique Federale de Lausanne. Switzerland, (2010).

PERFILES QUÍMICOS Y PATRONES ESPACIALES DEL POLVO DE LA CALLE COLECTADO EN LA MEGACIUDAD DE BUENOS AIRES

Fujiwara¹, Fabián; Gómez², Darío; Faggi³, Ana

1: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET-CNEA)
E-mail: fujiwara@cnea.gov.ar

2: Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA-UBA-UNSAM)

3: Museo Argentino de Ciencias Naturales (CONICET- MACN)

Resumen. *Se colectó, tamizó y caracterizó polvo de las calles de la megaciudad de Buenos Aires. Para identificar componentes se empleó difracción de rayos X; para analizar partículas individuales se utilizó microscopía electrónica de barrido y energía dispersiva de rayos X. En las fracciones A (<37µm) y B (37-50µm) se cuantificaron: Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sn y Zn por espectrometría de emisión óptica con fuente de plasma (ICP OES). Los elementos geológicos exhibieron concentraciones más altas (mg/g), Fe (10-55)> Ca (2-52)> Al (1-48)>> S (0,3-8)> Mg (0,4-7); los antropogénicos (µg/g) oscilaron entre 2,1 (Cd) y 908 (Zn). Se identificaron 5 fuentes principales de aporte de polvo y sus aportes estimados fueron: construcción/demolición (27%) ~ desgaste de componentes metálicos (no frenos)+gases de escape (27%)> geológico (19%)> desgaste de neumáticos + gases de escape (15%)> polvo de frenos (12%). Se identificaron elementos como trazadores de fuentes: Al, Mg (geológico); Cd, Mo, Sb (polvo de frenos); Pb, Fe, Mn, Sn (desgaste de componentes metálicos + escape); Ca, S (construcción/ demolición). La distribución espacial de perfiles químicos fue mayormente homogénea, aunque algunos sitios mostraron concentraciones significativamente diferentes.*

Palabras clave: Contaminación atmosférica; metales y metaloides; fuentes de material particulado

1. INTRODUCCION

1.1. Polvo de la calle

El polvo de la calle es el producto de la interacción de materiales sólidos, líquidos y gaseosos emitidos por distintas fuentes relacionadas principalmente con la superficie de la calzada (desgaste de asfalto, cemento, empedrado y degradación de las pinturas de señalización) y el tránsito vehicular (desgastes mecánicos de componentes del vehículo, como ser frenos y neumáticos, sustancias provenientes de fluidos de lubricación y refrigeración, como también

las partículas emitidas con los gases de escape debido a la combustión incompleta de los motores). Existen otras fuentes tales como la sedimentación de las partículas minerales previamente suspendidas, las actividades de demolición y construcción, la degradación de las fachadas de los edificios, las emisiones industriales y los aportes biológicos como fragmentos de hojas y polen [1-2]. La atribución a fuentes específicas de los distintos componentes del polvo de las calles es realmente difícil [2]. Para este fin, a menudo se recurre al empleo de indicadores o marcadores químicos y también a la morfología y distribución de tamaño de las partículas. Debido a su amplia variedad de fuentes el material presente en el polvo de la calle posee un amplio rango de tamaños. Si bien la mayoría son partículas gruesas de origen mineral o generado mecánicamente por el deterioro de diversos materiales, también contiene partículas finas y ultrafinas, lo que puede producir un impacto en la salud humana [3-4]. La suspensión del polvo de la calle es una de las principales fuentes de partículas en el entorno urbano [5-6]. La composición del polvo de las calles está dominada por los elementos geoquímicos ($Fe > Ca > Al > Mg$), también el carbono orgánico está generalmente presente en niveles significativos [7]. Además contiene concentraciones significativas de una variedad de metales asociados con el transporte vehicular tales como Cd, Cu, Mn, Mo, Pb, Sb y Zn. La presencia de este tipo de contaminantes brinda información que permitiría distinguir entre las fuentes antropogénicas y las naturales presentes en el polvo de las calles.

2. MUESTREO, TRATAMIENTO Y ANALISIS

2.1. Muestreo

En la megaciudad de Buenos Aires se estableció un grilla de $\sim 1,5 \times 1,5 \text{ km}^2$, cubriendo aproximadamente un 50% de su área, en donde se establecieron 67 sitios (intersecciones de calles) en los cuales se realizó la colección de las muestras de polvo de la calle. Para tal fin se realizó un barrido con escobas plásticas de un área de $2 \times 2 \text{ m}^2$ junto a la acera en la calle y se recogió con palas para almacenarlo en bolsas plásticas para su traslado al laboratorio y posterior tratamiento. Se colectaron un promedio de 3 muestras de material en cada uno de los sitios de muestreo, obteniéndose un total de 171 muestras.

2.2. Tratamiento y Fraccionamiento de las muestras

Una vez en el laboratorio, se extrajo el material no deseado de cada una de las muestras y se secaron en un horno a 100°C durante 2 horas. Posteriormente, cada una de las muestras fue tamizada obteniéndose cuatro submuestras: $A < 37 \mu\text{m}$, $37 < B < 50 \mu\text{m}$, $50 < C < 75 \mu\text{m}$ y $75 < D < 100 \mu\text{m}$. Cada una de las sub-muestras se mantuvo almacenada en un frasco de polietileno en un lugar fresco, seco y alejado de la luz, hasta que fueron analizadas.

2.3. Instrumentos y Análisis físico y químico

En las cuatro fracciones obtenidas se utilizó la técnica de difracción de rayos X (DRX) para la identificación de fases cristalinas; mientras que para la caracterización de partículas individuales se utilizó microscopía electrónica de barrido y rayos X dispersivos

en energía (SEM EDX).

Para realizar la determinación de Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sn y Zn en las fracciones A y B se utilizó un espectrómetro de emisión óptica con fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP OES).

2.3. Análisis de datos

El promedio de las concentraciones elementales medidas fue representada por una matriz de 67x15 (67 muestras y 15 elementos analizados). Se realizaron los análisis de las correlaciones y de los agrupamientos de los elementos. Se evaluó la variabilidad espacial mediante el coeficiente de divergencia (COD). Si las concentraciones multielementales en dos sitios (j, k) son similares, el coeficiente COD_{jk} se aproxima a cero. Si son muy diferentes, el coeficiente COD_{jk} se aproxima a uno. También se utilizó el Análisis de Componentes Principales (ACP), cuyo objetivo es identificar variables subyacentes que expliquen el patrón de correlaciones dentro del conjunto de las variables observadas. En este trabajo se utilizó esta técnica para desarrollar un modelo que permita cuantificar el aporte de las fuentes relevantes en el área de estudio, utilizando los elementos trazadores de cada una de ellas.

3. PERFIL FÍSICO, QUÍMICO Y ESPACIAL DEL POLVO DE LA CALLE DE BUENOS AIRES

3.1. Características generales de las cuatro fracciones

Mediante la observación morfológica y caracterización realizada sobre las cuatro fracciones obtenidas del polvo de la calle mediante SEM EDX se puede vislumbrar que las partículas en cada una de las fracciones exhibieron morfologías heterogéneas: partículas largas, redondeadas, rectangulares, cristalinas y porosas. Se identificaron además conglomerados de partículas más pequeñas y partículas de mayor tamaño cubiertas con partículas pequeñas. La caracterización elemental reveló la presencia de partículas con composición multielemental y ocasionalmente se identificaron partículas de un único componente. En función de la morfología y la composición elemental se distinguieron tres tipos principales de partículas: (i) de origen mineral, (ii) esféricas, provenientes de la combustión, y (iii) otras.

Se observó que los elementos químicos Al, Ca, Fe, Mg, Si y Ti estaban presentes en todas las muestras en distintas proporciones. Por otro lado, los diversos difractogramas obtenidos mediante DRX mostraron un buen acuerdo con aquellos obtenidos mediante SEM EDX, en los que se observa la presencia de cuarzo (SiO_2), arcillas ($Al_2O_3 \cdot 2SiO_2 \cdot H_2O$), albita ($NaAlSi_3O_8$), anortita ($CaAl_2Si_2O_8$), calcita ($CaCO_3$), yeso ($CaSO_4 \cdot \frac{1}{2}H_2O$), hierro (Fe) y óxido de titanio (TiO_2) en todas las fracciones. El análisis por DRX muestra que los patrones de difracción son similares en las cuatro fracciones analizadas con algunas diferencias en la intensidad de las reflexiones características y en la posición.

3.2. Perfil multielemental de las Fracciones A y B

Los perfiles químicos promedio del polvo de la calle de las fracciones A y B se agruparon en (i) mayoritarios, aquellos cuya concentración promedio $> 1.000 \mu\text{g g}^{-1}$ ($\text{Fe} > \text{Al} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{S}$); (ii) minoritarios, presentes dentro del rango de $100\text{-}1.000 \mu\text{g g}^{-1}$ ($\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Cu}$); y (iii) traza ($\text{Ni} > \text{Sn} > \text{Sb} > \text{As} > \text{Mo} > \text{Cd}$) con concentraciones $< 100 \mu\text{g g}^{-1}$. Para cada elemento, las concentraciones en ambas fracciones estuvieron dentro del mismo orden de magnitud.

3.3. Análisis de correlaciones y de agrupamientos (clusters)

Se evaluaron las relaciones inter-elementales de las concentraciones promedio correspondientes a los 67 sitios de muestreo sobre la base del coeficiente de correlación de Pearson (r) y el análisis de agrupamientos. Los siguientes pares exhibieron correlaciones significativas ($p < 0,05$) con $r > 0,6$: Fracción A: $\text{Cd}:\text{Mo}$ (0,75) $>$ $\text{Cd}:\text{Sb}$ (0,71) $>$ $\text{As}:\text{Mn}$ (0,70) $>$ $\text{As}:\text{Sb}$ (0,69) $>$ $\text{Mo}:\text{Sb}$ (0,68) $>$ $\text{Mn}:\text{Pb}$ (0,67) \sim $\text{Sb}:\text{Zn}$ (0,67) $>$ $\text{As}:\text{Pb}$ (0,63) $>$ $\text{As}:\text{Cd}$ (0,62); Fracción B: $\text{Mo}:\text{Ni}$ (0,65) $>$ $\text{Fe}:\text{Mn}$ (0,62) $>$ $\text{Cd}:\text{Mo}$ (0,58).

Dentro de los pares de elementos con correlaciones significativas en la fracción A, se observan tres tríadas compuestas del siguiente modo:

- $\text{Cd}:\text{Mo}$ (0,75)- $\text{Cd}:\text{Sb}$ (0,71)- $\text{Mo}:\text{Sb}$ (0,68);
- $\text{Cd}:\text{Sb}$ (0,71)- $\text{As}:\text{Sb}$ (0,69)- $\text{As}:\text{Cd}$ (0,62);
- $\text{As}:\text{Mn}$ (0,70)- $\text{Mn}:\text{Pb}$ (0,67)- $\text{As}:\text{Pb}$ (0,63).

Teniendo en cuenta la información sobre la composición multielemental de las partículas originadas durante la abrasión de los mismos es atinado postular que la correlación entre Mo y Sb del primer grupo estaría vinculada con este origen. Además la correlación del Cd con Mo y Sb parece indicar el rol fundamental del desgaste de los frenos en la presencia de este metal en el polvo de la calle. De manera similar, se podría postular que el As estaría también vinculado con los frenos sobre la base de las altas correlaciones entre los pares $\text{As}:\text{Cd}$, $\text{As}:\text{Sb}$ y $\text{Cd}:\text{Sb}$. Si bien se puede argumentar que la correlación entre As y Mo está ausente de estas listas, cabe mencionar que también se determinó una correlación significativa entre este par de elementos solo que con un $r = 0,5$. No resulta tan directo vincular a los elementos de la última tríada (As-Mn-Pb) con una única fuente. Sin embargo, podrían estar vinculados a través del desgaste de diferentes componentes metálicas de los vehículos y de sus emisiones de escape.

Como es de esperar, los resultados del análisis de agrupamientos para la fracción A estuvieron en concordancia con los del análisis de correlaciones y en todos los casos se pudo identificar un agrupamiento compuesto por As , Cd , Mn , Mo , Pb , Sb y Zn que fueron los elementos que presentaron mayores coeficientes de correlación.

3.4. Análisis de componentes principales

Como primer paso se trabajó con la matriz completa de las concentraciones medidas. Si bien la reducción dimensional resultante fue satisfactoria, la posterior cuantificación mostró un comportamiento inadecuado para el caso del Cu ya que indicaba la necesidad de incluir un sumidero de magnitud significativa para explicar la masa medida de este

metal. Frente a esta situación se optó por eliminar el Cu del análisis y se utilizó la nueva matriz (67x14) para todos los sitios y las concentraciones de los 14 elementos restantes.

La matriz obtenida de los componentes rotados: (i) Componente 1: As, Cd, Mo, Sb, (Mn); (ii) Componente 2: Al, Mg; (iii) Componente 3: Fe, Pb, Sn, (Mn); (iv) Componente 4: Ni, Zn; (v) Componente 5: Ca, S. De los resultados se observa que, excepto para el caso del Mn (con pesos tanto en el componente 1 como en el componente 3), cada elemento químico es primordialmente constitutivo de un único componente resultante del ACP.

Sobre la base de estos resultados y las discusiones anteriores es posible postular la vinculación de cada componente con una fuente particular del siguiente modo: (i) Componente 1, constituido por los elementos As, Cd, Mo y Sb, que exhibieron correlaciones significativas entre cada par y que están claramente relacionados con las partículas provenientes de la abrasión de los frenos; (ii) Componente 2, compuesto por Al y Mg, asociado con el aporte geológico; (iii) Componente 3, claramente conformado por los metales Fe, Pb, Sn, y que cuenta también con la presencia relativa del Mn, podría ser asociado con partículas ricas en metales proveniente del desgaste de piezas de los vehículos automotor, distintas de los frenos; (iv) Componente 4, ligado al Ni y Zn; debido fundamentalmente a la presencia del Zn no parece desatinado vincular este componente al desgaste de los neumáticos; (v) Componente 5, compuesto por Ca y S; debido fundamentalmente a la presencia de Ca y también por la presencia de S (ligado al yeso), podría postularse que este componente esté asociado con las actividades de construcción/demolición.

Los resultados del aporte (en masa) de las distintas fuentes de partículas a la acumulación en el polvo de las calles de Buenos Aires estuvieron en el orden: construcción/demolición (27%) ~ desgaste mecánico (excepto frenos y neumáticos) + emisiones de escape (27%) > suelo local (19%) > desgaste de neumáticos + emisiones de escape (15%) > abrasión de los frenos (12%).

3.5. Coeficientes de divergencia entre sitios

Con el fin de obtener información sobre la variabilidad espacial de los perfiles químicos determinados en los 67 sitios de muestreo, se calcularon los coeficientes de divergencia (CODs). Este coeficiente permite comparar cada sitio con cada uno de los 66 restantes y distinguir entre una patrón completamente homogéneo (COD=0) y otro completamente heterogéneo (COD=1). Ambas fracciones (A y B) exhibieron un patrón relativamente sesgado hacia la homogeneidad espacial.

4. CONCLUSIONES

- Mediante el estudio de morfología se distinguieron tres tipos principales de partículas que componen el polvo de las calles de Buenos Aires: (i) de origen mineral que resultaron las más abundantes y representaron 70–80% del total en cada una de las cuatro fracciones; (ii) esféricas, provenientes de la combustión, detectadas en todas las fracciones pero en muy poca cantidad y (iii) otras de morfología y composición elemental muy diversas que incluyeron partículas cúbicas, con forma plana, esféricas

- y de origen biológico.
- La comparación entre las concentraciones de cada elemento determinadas en el polvo de las calles de Buenos Aires y las de la corteza terrestre permitió corroborar que la contribución de los elementos químicos As, Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sn y Zn tuvo características netamente antropogénicas.
 - Sobre la base del análisis de componentes principales del conjunto de perfiles químicos medidos en el polvo de las calles de Buenos Aires, colectado en los 67 sitios de muestreo fue posible atribuir el origen de las partículas a cinco tipos principales de fuentes: (i) abrasión de los frenos; (ii) aporte geológico; (iii) desgaste de piezas de los vehículos automotor (distintas de los frenos y neumáticos) + emisiones del sistema de escape; (iv) desgaste de los neumáticos + emisiones del sistema de escape; (v) actividades de construcción/ demolición.
 - Las contribuciones de los cinco tipos de fuentes identificadas estuvieron en el orden (Figura 1):

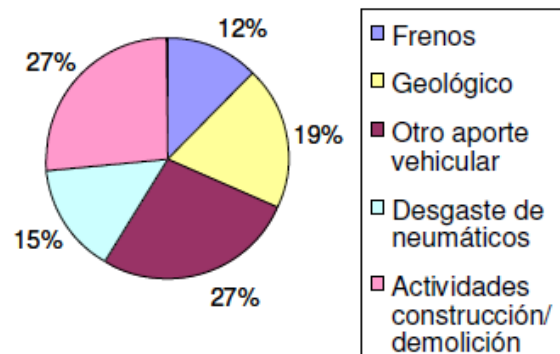


Figura 1. Aporte porcentual de cada fuente a la masa total de los elementos

- Sobre la base de la estimación de las contribuciones de los 5 tipos de fuentes a la acumulación en masa de cada elemento en el polvo de las calles se concluyó lo siguiente. (i) Ningún elemento químico pudo ser asociado exclusivamente con la contribución de una única fuente, si bien se estimó que ~90% del Al tuvo origen geológico y ~90% del Sn provino del aporte vehicular distinto al desgaste de neumáticos y frenos. (ii) A pesar de lo señalado en el ítem superior, algunos elementos pudieron ser asociados con un tipo primordial de fuente: origen geológico: Al, Mg; abrasión de frenos: Cd, Mo, Sb; contribución vehicular distinta al desgaste de frenos y neumáticos: Fe, Mn, Pb, Sn; construcción/demolición: Ca, S. (iii) A pesar de ser un componente significativo de la banda de rodamiento de los neumáticos, el Zn no fue identificado como un marcador químico exclusivo de este origen.
- Mediante el coeficiente de divergencia (COD) se concluyó que la variabilidad del perfil químico de las fracciones A y B del polvo de las calles en los 67 sitios muestreados tuvieron un patrón relativamente sesgado hacia la homogeneidad espacial.

REFERENCIAS

- [1] Sutherland R.A. and Tolosa, C.A. “Multielement analysis of road- deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii”. *Environmental Pollution*, vol. 110, pp.483-95, (2000).
- [2] Thorpe A.J., Harrison R.M., “Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review”, *Science of the Total Environment* 400, 270-82, 2008.
- [3] Garg B., Cadle S., Mulawa P., Parr G., “ Brake wear particulate matter emissions”, *Environmental Science & Technology*, vol. 34, no. 21, pp.4463-69, (2000).
- [4] Dahl A., Gharibi A., Swietlicki E., Gudmundsson A., Bohgard M., Ljungman A. “Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement- tire interface”, *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp.1314-23, (2006).
- [5] Amato F., Querol X., Johansson C., Nagl C., Alastuey A., “A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods”, *Science of the Total Environment*, vol 48, pp.3070-84, (2010).
- [6] Karanasiou A.A., Moreno T., Amato F., Lumberras J., Narros A., Borge R., Tobías A., Boldo E., Linares C., Pey J., Reche C., Alastuey A., Querol X., “Road dust contribution to PM levels -Evaluation of the effectiveness of street washing activities by means of Regression Analysis and Positive Matrix Factorization”, *Atmospheric Environment*, vol. 45, pp.2193-2201, (2011).
- [7] Chow, J.C, Watson, J.G, Ashbaugh, L.L, Magliano, K.L., “Similarities and differences in PM10 chemical source profiles for geological dust from the San Joaquin Valley, Californi”, *Atmospheric Environment*, vol. 37, pp.1317-40, (2003).

CARACTERIZACIÓN HORARIA Y DIARIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL NÚMERO TOTAL DE PARTÍCULAS EN AMBIENTES URBANOS Y SUBURBANOS EN MENDOZA

Allende^{1,2}, David G.; Romero^{1,2}, Gerardo E.; Cremades^{1,2}, Pablo G.;
Mulena^{1,2}, Gabriela C.^{1,2} y Puliafito, Salvador E.^{1,2}

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente
Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)
e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, manu10mzarom@gmail.com, pablocremades@gmail.com,
celestemulena@gmail, epuliafito@frm.utn.edu.ar
web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa/>

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

Resumen. *La distribución de tamaños de los aerosoles atmosféricos, al igual que su concentración en número, fuentes y sumideros, son elementos claves en el entendimiento y el control de sus posibles efectos en la salud, la visibilidad, el tiempo atmosférico y el clima. En este trabajo se presentan distribuciones representativas de tamaños de aerosoles y datos de concentraciones en número en cuatro sitios de muestreo del Gran Mendoza, en diferentes condiciones meteorológicas. Para ello se utilizó un equipo de monitoreo GRIMM 1.107, el cual realiza medición de tamaño de partículas en 32 canales, entre 0,25 μm y 32 μm , por medio la dispersión de luz láser. De la gran cantidad de datos medidos, algunas conclusiones obtenidas son: a) se encontraron distribuciones horarias para el número total de partículas relacionadas con actividad vehicular en todos los sitios de monitoreo; b) la distribución de tamaños de aerosoles depende fuertemente de la meteorología local; c) los patrones diurnos varían entre dos extremos: influenciados predominantemente por la meteorología para sitios sin fuentes locales de partículas e influenciados por fuentes locales como el tráfico y d) observaciones inusuales durante las horas nocturnas sugieren la presencia de posibles fuentes que previamente no han sido consideradas.*

Palabras clave: aerosoles atmosféricos, distribución de tamaños, número de partículas, Gran Mendoza.

1. INTRODUCCIÓN

Los aerosoles afectan una gran variedad de procesos en la atmósfera: por ejemplo, las partículas pueden cambiar las propiedades de las nubes, dispersar directamente la radiación solar, afectar la visibilidad y el clima [1–4]. Por otro lado, una serie de estudios

epidemiológicos ya ha mostrado los efectos adversos del material particulado (MP) sobre la salud, incluyendo irritación en el aparato respiratorio y cambios en las funciones pulmonares; como así también asociación entre concentraciones en masa de material particulado y mortalidad [5–11]. Recientemente, ha habido un creciente interés respecto a los efectos sobre la salud de partículas más pequeñas [12–14]. Algunos estudios de laboratorio han encontrado que para una concentración en masa dada, los efectos sobre la salud son mayores para tamaños de partículas más pequeñas [15], dada la asociación más fuerte entre los efectos adversos para material particulado con tamaño aerodinámico menor a 1 y 2.5 μm (PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ respectivamente) que para el particulado total en suspensión (TSP). Sin embargo, debido a que la concentración en masa de MP en el ambiente está determinada por partículas grandes, la determinación de esta concentración puede no ser apropiada para evaluar adecuadamente sus efectos. PM_{10} describe bastante bien la re suspensión por ejemplo de polvo en calles, pero ha habido creciente evidencia de que mediciones de partículas más finas de diferentes orígenes podrían proporcionar información adicional sobre los efectos de las partículas en la salud [16], [17]. Persiste, sin embargo, una gran incertidumbre en la cuantificación de todos estos efectos en parte, debido a la falta de comprensión en los procesos de producción, transporte, evolución física y química y remoción de estos aerosoles a varias escalas temporales y espaciales, las cuales son en gran parte dependientes de su distribución de tamaño.

El tamaño de las partículas de aerosoles atmosféricos cubre un amplio rango; desde unos pocos nanómetros hasta varios micrómetros. Partículas de tamaños hasta 0,1 μm se originan, o bien por procesos de combustión o por conversión de gas a partícula. Éstas coagulan rápidamente y tienden a crecer formando partículas más grandes. MP en el rango de tamaños por encima de 1 μm son creadas por procesos de suspensión mecánica en la tropósfera baja.

El centro urbano del Gran Mendoza y sus alrededores es una gran fuente de aerosoles naturales y antrópicos, los cuales forman una mezcla compleja con propiedades variables. En las condiciones ambientales locales, existen varios fenómenos que gobiernan la concentración y el número de partículas de aerosoles. En gran parte, la concentración de partículas está afectada por el mezclado local: partículas emitidas localmente o resuspendidas permanecen en gran volumen [18] y la dispersión y mezclado depende de la velocidad del viento, turbulencia y humedad relativa. Una porción menor de aerosoles es producto de transporte de largo alcance, de acuerdo a la meteorología de mesoscala y cuya concentración depende también de la deposición seca y húmeda y procesos en nubes [19]. En tercer lugar, la meteorología y la estación del año afecta la concentración y emisiones de partículas, especialmente con variaciones en diferentes fuentes de emisión como quema de biomasa y tráfico [18], [20].

En este trabajo se presenta un panorama de las distribuciones representativas de tamaños y datos de concentraciones en número de aerosoles en cuatro sitios de muestreo del Gran Mendoza, en diferentes condiciones meteorológicas. El estudio de los cambios temporales y espaciales de las características de los aerosoles proporciona un mejor entendimiento del origen de las partículas.

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 km². El área metropolitana se extiende de forma casi regular hacia el Nordeste, 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. 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).

En este estudio se realizaron mediciones en cuatro locaciones con diferentes características (ver Figura 1 y Tabla 1). Variables meteorológicas fueron tomadas por estaciones meteorológicas ubicadas en el punto de monitoreo M1 (cada 5 minutos), en la estación del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) ubicada en el Aeropuerto de Mendoza (32°49'S; 68°47'W) y la estación del INTA en Luján (33° 1'S; 68°52'W), ambas con datos horarios.

Sitio	Nombre	Localización	Características
M1	Observatorio	32°53'S; 68°52'W	Sitio ubicado en el Parque de la Ciudad, en un área densamente vegetada, a 800 metros de calles principales.
M2	Centro	32°53'S; 68°50'W	Sitio ubicado en zona compacta, central administrativa y comercial, con alta densidad edilicia, sobre dos calles principales.
M3	Las Heras	32°51'S; 68°51'W	Sitio ubicado en una zona residencial de densidad media, a 300 metros de una calle principal.
M4	Perdriel	33° 3'S; 68°51'W	Sitio localizado en un área agrícola, al sur de centro urbano, en las inmediaciones de una calle secundaria.

Tabla 1. Información detallada de los sitios de monitoreo seleccionados.



Figura 1. Sitios de medición y sus alrededores localizados en el centro urbano.

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 $32 \mu\text{m}$ [21]. 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. Las distribuciones de tamaño se escanearon en todos los sitios de monitoreo cada 1 minuto, durante un período mínimo de tres semanas. En el caso del sitio M1 (Observatorio) se hicieron dos mediciones en períodos diferentes para evaluar también variaciones estacionales (M1a y M1b). Los datos obtenidos con el espectrómetro se guardaron continuamente en una tarjeta de datos extraíble, para ser descargados al final de la medición y procesados con la herramienta libre de software matemático GNU Octave [22].

3. RESULTADOS

Los datos utilizados en los cálculos a continuación están basados en las mediciones de 1 minuto. Debido a que las concentraciones en los diferentes sitios de monitoreo, como así también las distribuciones de tamaños poseen valores muy diferentes, se fijaron en todos los casos valores límites superior e inferior, de acuerdo a los mínimos locales encontrados y limitaciones del instrumento.

3.1. Variabilidad en la distribución de tamaños

Un análisis de las distribuciones de tamaños para los sitios de monitoreo, promediada para todo el período de muestreo revela diferencias en las concentraciones del número de partículas y los distintos rangos de tamaño. En la Figura 2, se muestran los histogramas para el número total de partículas en función del diámetro aerodinámico. Se utilizan como intervalos discretos los canales de medición del espectrómetro GRIMM, los cuales están desigualmente espaciados.

Si bien el rango de medición es amplio, puede notarse en todos los sitios de medición que una gran parte del total de las partículas tiene un diámetro menor a 1 μm . Se aprecia asimismo el carácter multimodal de la distribución del número de partículas en todos los casos, mostrando que se trata de una mezcla compleja de diversos orígenes.

Se encuentran concentraciones extremadamente altas de partículas más pequeñas en el sitio M2, debido a su ubicación en una zona céntrica del centro urbano, muy cerca de las fuentes (vehiculares en su gran mayoría). Si bien, el sitio de monitoreo M1a y M1b es el mismo, las mediciones se realizaron en dos períodos diferentes: M1a en setiembre, donde el número de partículas dobla a las medidas en M1b, durante el mes de octubre. Una menor cantidad de partículas se verifica en las áreas residenciales (M3) y en el sitio de medición rural (M4), donde las distancias a las fuentes son mayores y el nivel de actividad es menor. En principio, el sitio de monitoreo M1 no cuenta con fuentes cercanas, con la excepción de emisiones vehiculares eventuales próximas al parque de la ciudad, por lo que la concentración de aerosoles de tamaño más pequeño debe explicarse por la presencia de otras fuentes no consideradas y/o el transporte de partículas debido a la circulación local.

Debido a que el alto de cada barra en el histograma (es decir el número promedio de partículas para cada intervalo), depende del ancho del intervalo tomado, una modificación de este diagrama se muestra en la Figura 3, donde se grafica el número de partículas normalizado por el ancho del intervalo tomado, utilizando una curva a través de los datos. En este diagrama se aprecia mejor la presencia de modas en la distribución de tamaños.

Puede notarse en la Figura 3 que la distribución de tamaños en el rango de tamaños que se investigó, está compuesta de dos modos distintos.

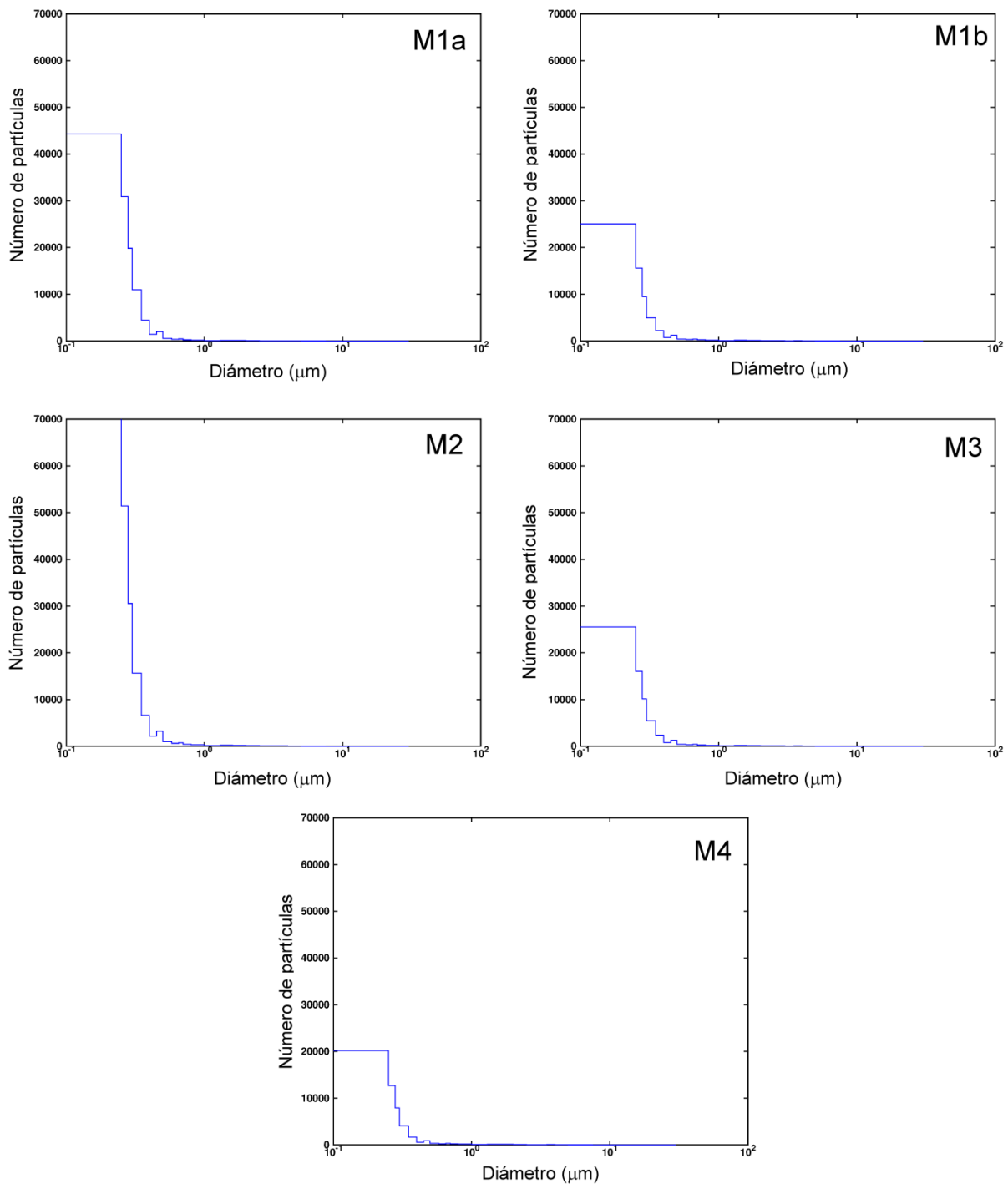


Figura 2. Histogramas para el número de partículas promedio en cada sitio de monitoreo en función del diámetro aerodinámico, expresado en escala logarítmica para ampliar el rango de partículas visible en el diagrama. (M1a: Observatorio, setiembre; M1b: Observatorio, octubre, M2: Centro; M3: Las Heras; M4: Perdiel)

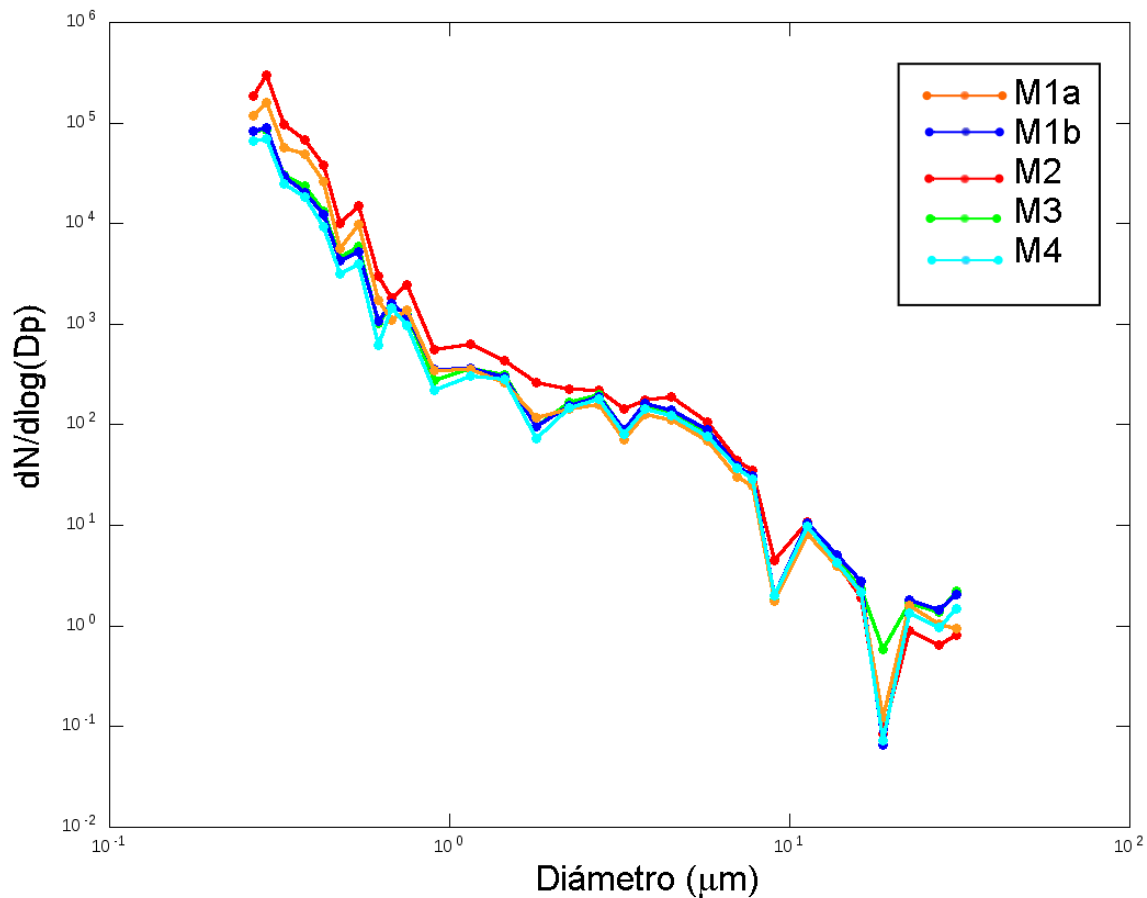


Figura 3. Distribuciones de tamaños para el número de partículas en los diferentes sitios de monitoreo, obtenidas con en el espectrómetro laser GRIMM 107, desde setiembre a diciembre de 2012. (M1a: Observatorio, setiembre; M1b: Observatorio, octubre, M2: Centro; M3: Las Heras; M4:Perdriel).

Para todos los sitios de monitoreo, la distribución consiste en un modo fino o modo acumulación, hasta 1 μm aproximadamente y uno menor, pero inequívocamente presente, de partículas mayores o modo grueso [1],[23]. Distribuciones de tamaños similares han sido medidas en varios centros urbanos y áreas rurales [21], [24–28], siendo el modo grueso asociado con partículas de origen local, tanto de procesos naturales o antropogénicos, mientras que el modo acumulación contiene partículas provenientes de combustión o coagulación de partículas más pequeñas [23]. Un análisis de los promedios de un minuto muestra que las partículas gruesas poseen un máximo alrededor de los 3 μm , con poca variabilidad para todos los sitios de medición. La distribución en el rango de tamaños de 0,25 a 1 μm se presenta, para el promedio total de mediciones una forma monomodal, como se ve en la Figura 3, aunque a determinadas horas, aparece bimodal, con un máximo local alrededor de 0,7 μm . La observación de distribuciones tanto monomodales como bimodales en el rango de acumulación sugiere la posibilidad de que determinadas condiciones atmosféricas controlen el crecimiento de partículas generadas

por combustión [29–32].

Con el objeto de identificar más claramente la presencia de modas en las distribuciones de tamaño, se realizó un análisis de clústers [33]. El objetivo de esta metodología es el agrupamiento de objetos del set de datos (la distribución del número de aerosoles por tamaño) de forma que los perfiles de los objetos en un mismo grupo sean muy similares entre sí (cohesión interna del grupo) y los de los objetos de clusters diferentes sean distintos (aislamiento externo del grupo). En este estudio se utilizó un análisis cluster jerárquico (ACJ) con el software estadístico NCCS, para la generación de dendrogramas con los agrupaciones obtenidas a través del Método de la Varianza Mínima de Ward.

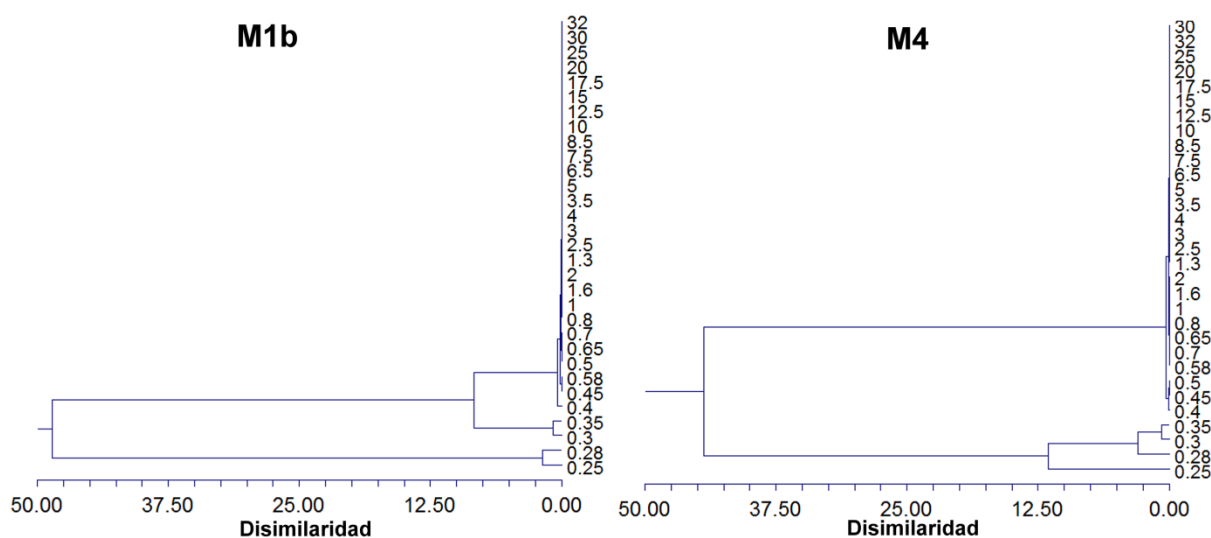


Figura 4. Dendrogramas para los tamaños de partículas, para dos sitios representativos. El eje horizontal representa el grado de disimilaridad entre los grupos o aglomeraciones. La fusión entre dos clústers se representa por cada línea dividida.

En la Figura 4 se muestran los dendrogramas para dos sitios representativos: M1b: similar para todos los puntos de monitoreo con influencia urbana notable y M4: característico de la zona suburbana y rural. Puede notarse en el diagrama de la derecha que existen 2 grupos muy definidos con grados de asociación similares, uno asociado a las partículas entre 0,4 y 32 μm y otro asociado con las partículas más pequeñas, dentro del cual la homogeneidad no es tan notable. En cambio, para las zonas con mayores influencias urbanas (Figura 4, izquierda), parece haber una mayor diferenciación dentro del grupo de comprendido entre 0,4 y 2 μm , relacionado con el grado bimodal en el rango de acumulación, característico de zonas urbanas.

3.2. Variabilidad horaria

La

Figura 5 muestra los promedios horarios para las concentraciones en número de aerosoles en cada estación de monitoreo. Debido a que el número de partículas por encima de 1 μm es mucho menor, no se incluyeron en este análisis.

Las emisiones vehiculares son las fuentes de partículas más relevantes que impactan en los sitios de muestreo urbano (M2, M3). Asimismo, el tráfico parece ser una fuente importante de partículas en el sitio de monitoreo M1 ubicado en el parque de la ciudad. Para el sitio más céntrico (M2), se verifica un notorio incremento de la concentración de partículas finas, comenzando a partir de las 7:00 horas con un máximo alrededor de las 9:00 horas y luego otro máximo luego del mediodía coincidiendo con el aumento del tráfico local. El nivel de actividad se mantiene bajo, hasta las 19:00, donde coincidentemente con la hora pico. La actividad vehicular se mantiene casi toda la noche, provocando concentraciones particularmente elevadas, mayormente los días viernes y sábados, al tratarse de un lugar de intensa actividad nocturna.

Para el sitio de monitoreo M3 en una zona suburbana, las emisiones vehiculares parecen explicar el gran número de partículas entre las 7:00 y las 14:00 horas. Asimismo, alrededor de las 20:00 horas, coincidiendo con la hora pico, la concentración en número aumenta notablemente. Se puede notar, sin embargo, que el mayor número de partículas se mide en horas nocturnas, entre las 23:00 y la 1:00 horas, no atribuible a tránsito local. Esto se evidencia también en los otros sitios de monitoreo. Durante las mediciones en el parque de la ciudad. Las mayores concentraciones se dan también en horas nocturnas, a partir de las 21:00 y hasta las 2:00 horas. El tránsito parece impactar también en el sitio de medición M1, en ambos períodos, aunque el mayor pico ocurre alrededor de las 13:00 horas en el mes de setiembre y alrededor de las 10:00 horas en octubre. En general, las concentraciones en el mes de setiembre fueron mayores a las medidas en octubre.

Las mediciones en el sitio M4 responden a la actividad vehicular durante horas diurnas, pero con diferentes horarios, ya que al ser una zona alejada del centro urbano, el nivel de partículas aumenta un poco más temprano, cerca de las 7:00 y tiene un máximo alrededor de las 11:00. La actividad vehicular sobre la Ruta N° 40, a 400 metros del sitio de medición es relativamente estable durante el resto del día. Nuevamente, un gran número de partículas se mide en horas nocturnas, a partir de las 21:00 hs, con niveles mayores incluso que en el día.

3.3. Evolución temporal -tendencias

Debido a que la distribución en número de los aerosoles exhibe una variabilidad significativa en escalas de tiempo subhorarias, horarias y diarias, en las Figura 6 a Figura 7, se muestran las tendencias del número total de partículas para algunos sitios de monitoreo y la influencia de algunas variables meteorológicas. Debido a la distribución multimodal del número de partículas, se eligieron como diámetros representativos los de 0,25 μm , 0,7 μm y 10 μm para evaluar la evolución de cada modo durante los períodos de medición. Con el objeto de hacer las mediciones de los distintos tamaños comparables, se normalizó el número medido de partículas con el promedio de todo el período.

La Figura 6 muestra los mínimos horarios del número total de partículas en los tamaños 0,25 y 0,7 μm en el sitio de monitoreo M2 (centro).

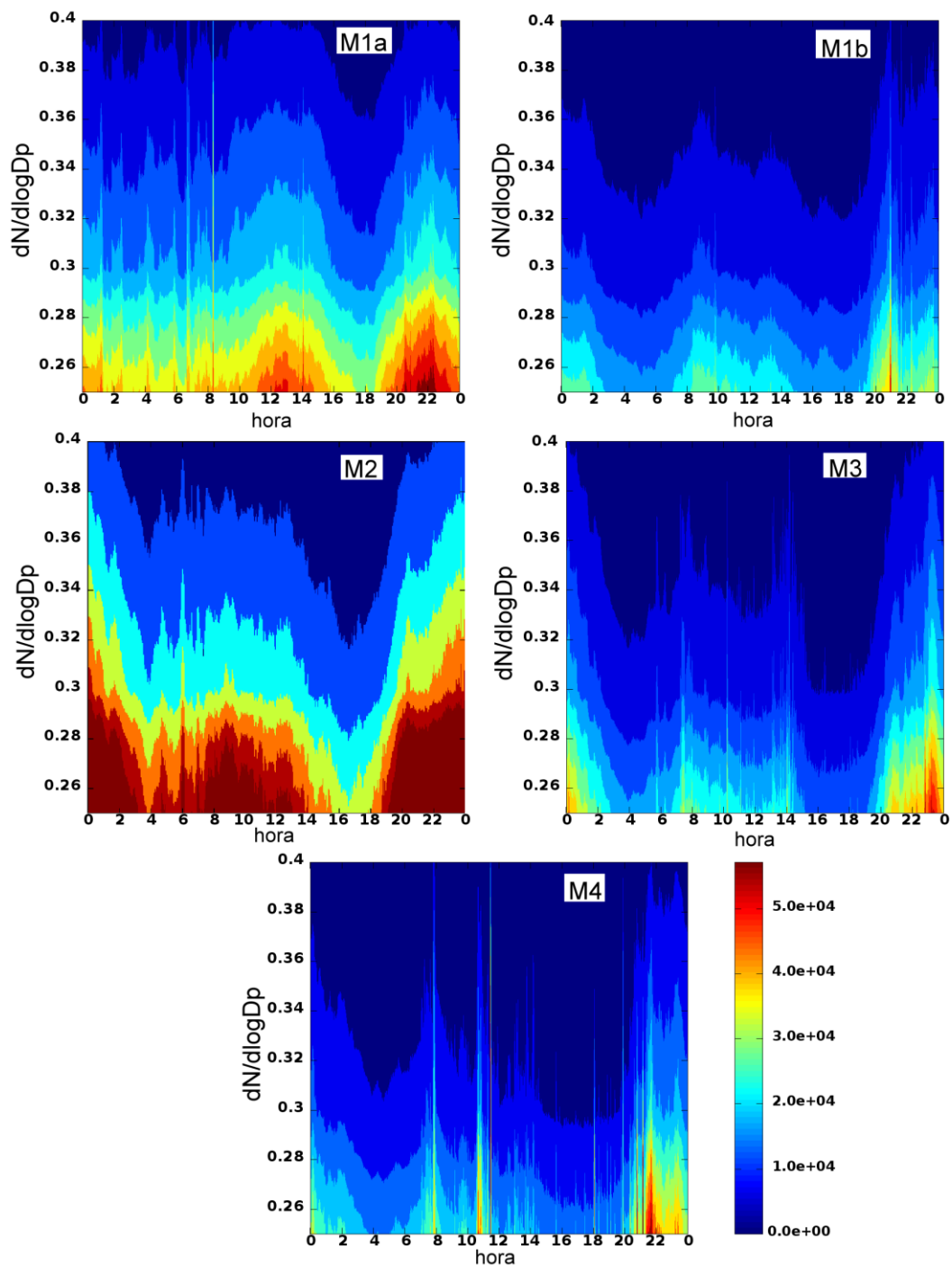


Figura 5. Evolución de la concentración de partículas para cada hora del día en todos los sitios de medición. Los diagramas muestran la respuesta de instrumento sobre los canales de tamaño hasta $1 \mu\text{m}$. Los colores rojos indican valores más altos de concentración en número, por tamaño de partícula ($dN/d\log D_p$).

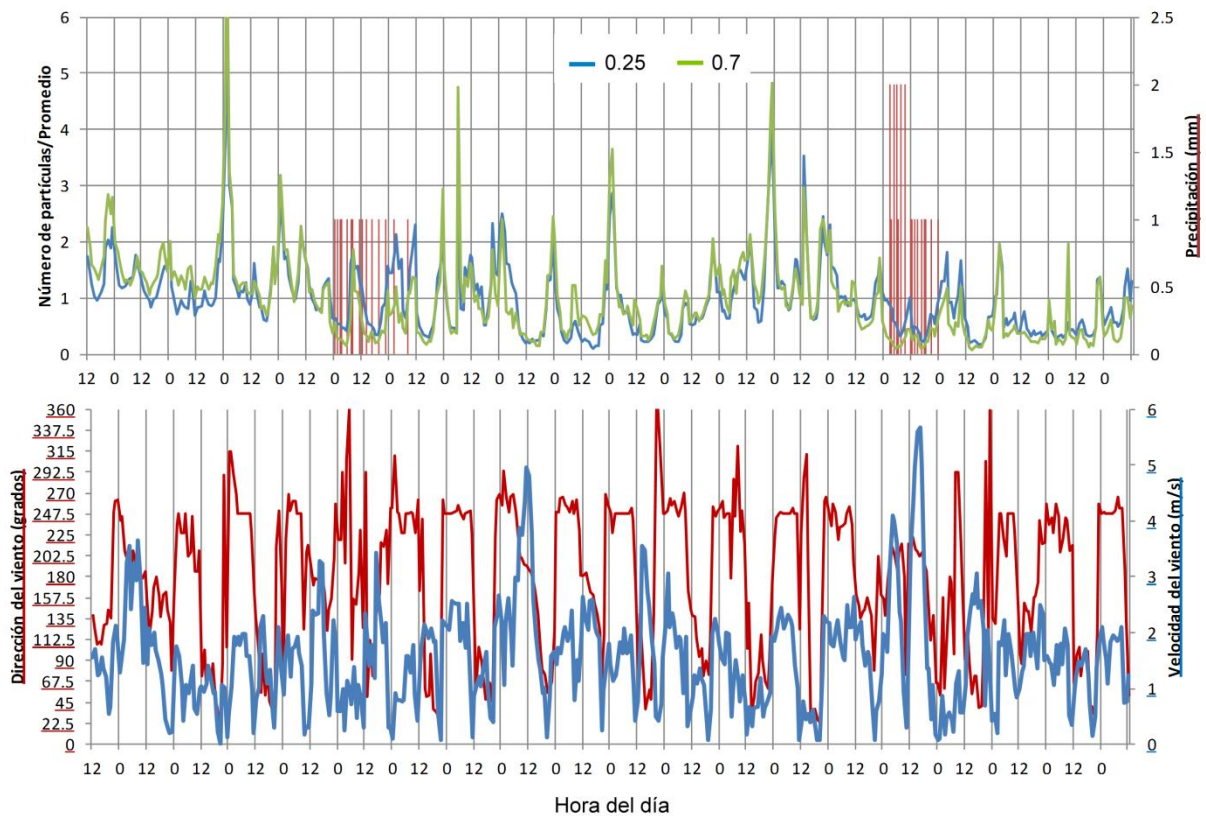


Figura 6. Evolución del número total del número de partículas/promedio (valores mínimos horarios) para el sitio de monitoreo M2 (centro), y algunas variables meteorológicas de interés.

Durante todo el período se puede ver claramente un ciclo diario diurno para ambos tamaños, en correspondencia con lo mostrado en la

Figura 5: un máximo en las primeras horas de la mañana (alrededor de las 9), cuando la densidad del tráfico es elevada y la altura de capa de mezcla es todavía baja, concentraciones que se mantienen elevadas durante el día y los valores más elevados a partir de la hora pico nocturna hasta aproximadamente las 3 de la mañana. Independientemente de los episodios diarios, se puede notar períodos en los que los mínimos horarios tienden a crecer durante varios días, sugiriendo la influencia de la meteorología sinóptica en las concentraciones. En la parte inferior del diagrama, las direcciones del viento muestran una circulación típica valle-montaña: corrientes ascendentes que se desarrollan plenamente en las horas centrales del día, desde el E y NE, y brisas descendentes durante la noche desde el SW. Este fenómeno local aparentemente recircula contaminantes emitidos en el centro urbano, provocando el retorno de las partículas emitidas en horas previas y generando una acumulación de aerosoles, especialmente de partículas más finas, con mayor tiempo de vida. Estos períodos de acumulación de partículas pequeñas se suceden mientras las velocidades de viento se encuentran entre 1 y 2 m/s y no hay precipitaciones que provoquen la remoción de contaminantes. Puede verse notoriamente una disminución de las concentraciones totales luego de picos de velocidades viento, por encima de los promedios habituales en el área de

estudio, al igual que luego de precipitaciones en forma de lluvia. Si bien, ambas concentraciones están claramente asociadas al tráfico, no siguen exactamente el mismo comportamiento durante todo el período de medición. Para aerosoles en modo grueso la inercia de las partículas incrementa la probabilidad de colisión con el hidrometeoro, en cambio en el rango de acumulación (especialmente las de $0,25\mu\text{m}$), donde el movimiento Browniano o impacto inercial no es eficiente, el proceso de deposición húmeda posee un mínimo (ver por ejemplo el trabajo de Croft y colaboradores [34]), por lo que la remoción es menos efectiva.

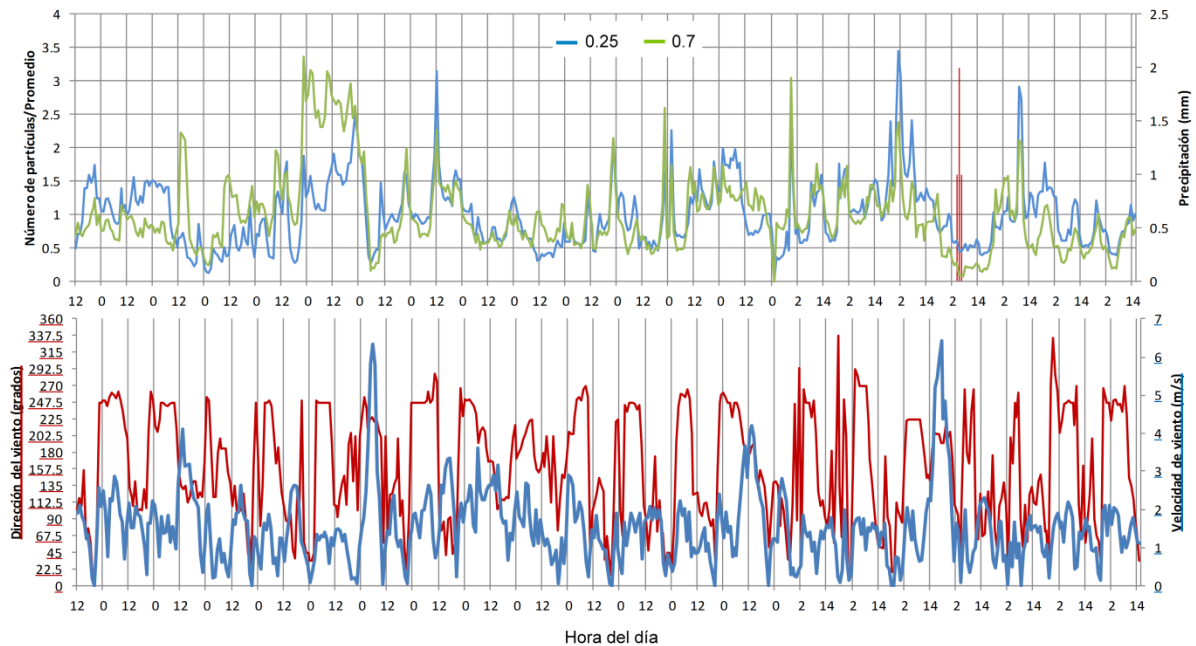


Figura 7. Evolución del número total de partículas/promedio (valores mínimos horarios) para el sitio de monitoreo M1b (Observatorio, octubre), y algunas variables meteorológicas de interés.

En la Figura 7 se muestra la evolución de los mínimos horarios del número total de partículas en los tamaños $0,25$ y $0,7 \mu\text{m}$ en el sitio de monitoreo M1b (Observatorio, octubre). Al igual que en el caso del sitio céntrico, el perfil diario posee características distintivas: concentraciones bajas en la madrugada, con valores elevándose a medida que incrementa el tráfico vehicular en las cercanías, se mantienen bajas durante el resto del día y un nuevo incremento a partir de las 20 y hasta las 2 de la madrugada. Sin embargo, de acuerdo con un análisis de las variaciones horarias, solamente las partículas de tamaño $0,7 \mu\text{m}$ parecen responder perfectamente a las variaciones de tráfico. En este caso, existe menor correlación entre las partículas de $0,2$ y $0,7 \mu\text{m}$, probablemente porque el sitio de monitoreo se encuentra más alejado de las fuentes de partículas y a la posible presencia de otras fuentes diferentes a las residenciales y vehiculares. De igual manera, se verifica la influencia de la meteorología local en el número de partículas. La circulación valle-montaña también parece afectar la acumulación de partículas en este sitio de monitoreo, con un fuerte efecto de las velocidades

de viento altas y precipitación en la concentraciones. Se verifica también una importante caída en los mínimos horarios luego de fenómenos de fuertes vientos e hidrometeoros, de igual manera, con mayor influencia sobre las partículas de 0,7 μm .

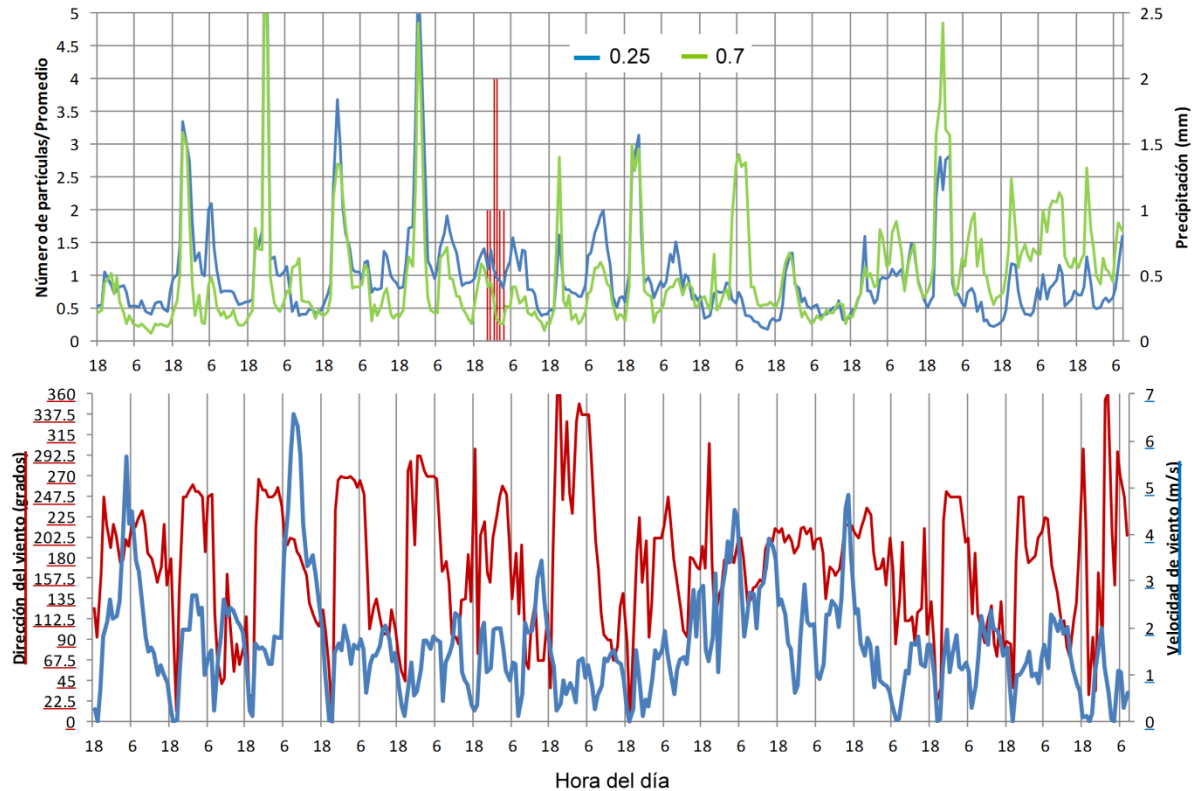


Figura 8. Evolución del número total de partículas/promedio (valores mínimos horarios) para el sitio de monitoreo M4 (Perdriel), y algunas variables meteorológicas de interés.

Finalmente en la Figura 8 se muestra la evolución de los mínimos horarios del número total de partículas en los tamaños 0,25 y 0,7 μm en el sitio de monitoreo M4 (Perdriel). Los perfiles diarios son ligeramente diferentes, al tratarse de una zona más bien rural, manteniéndose los valores de concentraciones de partículas muy bajos durante la mayor parte del día, con excepción de las horas picos y un notable aumento nocturno. Al igual que en los otros sitios de monitoreo, se puede notar dos períodos en los que los mínimos horarios tienden a crecer durante varios días, separados por un evento de precipitaciones. Asimismo, es notable también la influencia de las altas velocidades de viento en la caída de las concentraciones para ambos tamaños de partículas. De la misma manera que en lo medido en el resto de los sitios de estudio, los hidrometeoros poseen una mayor influencia en las partículas de tamaño 0,7 μm .

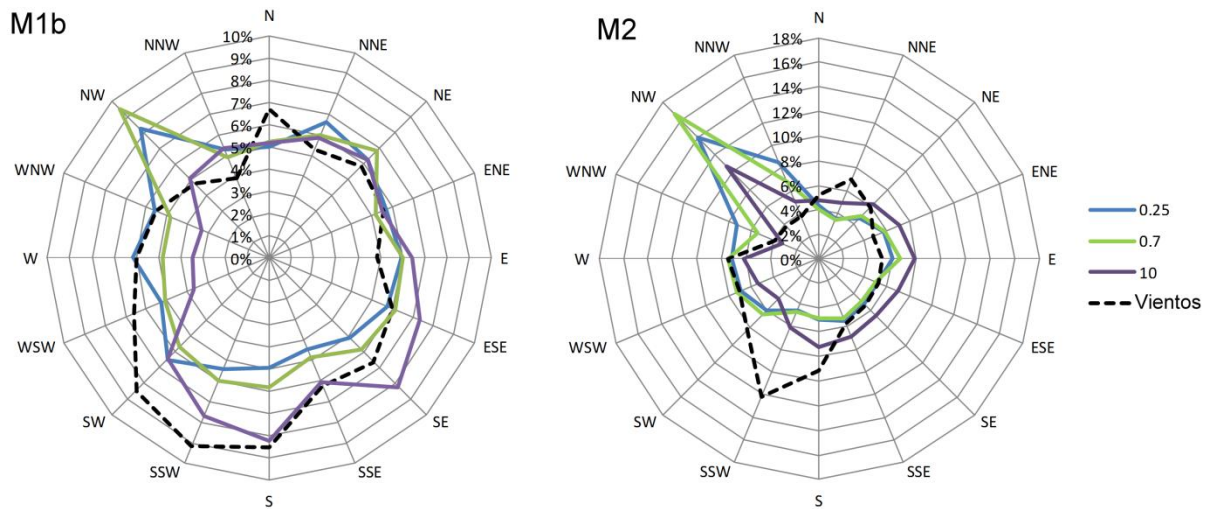


Figura 9. Rosa de vientos y frecuencia de partículas para los tamaños analizados versus dirección del viento, en los sitios de monitoreo M1b y M2.

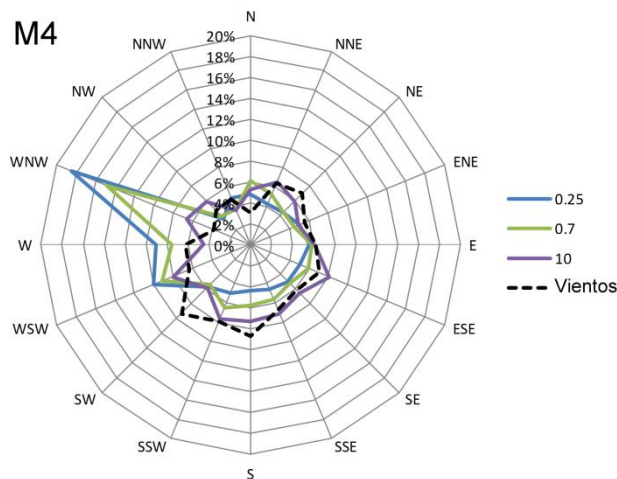


Figura 10. Rosa de vientos y frecuencia de partículas para los tamaños analizados versus dirección del viento, en el sitio de monitoreo M4.

La meteorología en los sitios de monitoreo indica que los vientos predominantes fueron desde el SW y SSW (Figura 9), pero no todas las partículas parecen venir de esa dirección. En el caso del sitio ubicado en el parque de la ciudad, existe una clara distinción entre las partículas en modo grueso ($10\mu\text{m}$) y las de modo acumulación ($0,25$ y $0,7\ \mu\text{m}$). Mientras las partículas gruesas parecen estar muy correlacionadas con los vientos predominantes y, en consecuencia, asociadas a la erosión del viento y resuspensión de polvo, las partículas en modo acumulación poseen origen en fuentes ubicadas principalmente hacia el NW del sitio de medición y también algunas fuentes hacia el S, SE y SW. De acuerdo con la ubicación del sitio de medición, el origen podría ser asociarse tanto a fuentes urbanas (SE, S) como a recirculación por la meteorología local (SW). Hay, sin embargo, alguna fuente cercana (NW) que genera partículas en modo acumulación y que requiere un estudio más detallado.

La gran correlación entre los distintos tamaños de partículas en el sitio de monitoreo céntrico indica que los aerosoles provienen de una misma fuente muy cercana ubicada hacia el NE. Partículas provienen del resto de las direcciones con frecuencias similares, siendo el origen más probable de estos aerosoles la actividad vehicular.

Para una discusión sobre las posibles fuentes de partículas en el sitio de medición M4 es necesario referirse a la Figura 10. Allí puede verse notablemente la contribución mayoritaria del tráfico en la Ruta 40 ubicada hacia el W del sitio de monitoreo. Asimismo, las actividades agrícolas aportan material particulado grueso proveniente principalmente desde el S.

4. CONCLUSIONES

En el presente artículo se muestra un resumen de mediciones de concentraciones en número de partículas en el centro urbano del Gran Mendoza, presentándose distribuciones representativas de tamaños y datos de concentraciones en número de aerosoles en cuatro sitios de muestreo, en diferentes condiciones meteorológicas. Para ello se utilizó un equipo de monitoreo GRIMM 1.107, el cual realiza medición de tamaño de partículas en 32 canales, entre 0,25 μm y 32 μm . De la gran cantidad de datos obtenidos se pueden extraer algunas conclusiones:

- a) La concentración total en número de partículas durante el período de monitoreo está fuertemente asociada a las actividades urbanas y a también a la meteorología. Tal como sería esperable, en condiciones urbanas la cantidad de partículas es mayor que en sitios rurales. Asimismo, las variaciones de la altura de capa de mezcla provocan cambios notables en las concentraciones: durante horas nocturnas y en épocas de baja temperatura, las concentraciones son mayores.
- b) La distribución de tamaños para los sitios de monitoreo reveló que existen claramente dos modos de partículas, característicos de sitios urbanos: uno grueso, con diámetros mayores a 1 μm , asociado a fuentes locales y posiblemente relacionadas a procesos mecánicos, posiblemente polvo erosionadas por el viento o de resuspensión y una gran cantidad de partículas en modo fino (acumulación), con diámetros entre 0,25 y 1 μm , que contiene partículas provenientes de procesos de combustión. Pudo encontrarse que en algunas horas del día para algunos sitios de medición, el modo de acumulación es bimodal, con máximos alrededor de 0,25 y 0,7 μm . Un análisis de clústers confirmó esta diferenciación, siendo las zonas rurales y suburbanas monomodales en el modo de acumulación y las zonas con influencia netamente urbana bimodales.
- c) Los patrones diarios reflejan dos comportamientos distintivos: existen sitios que están influenciados predominantemente por la meteorología para lugares sin fuentes locales de partículas, e influenciados por fuentes locales como el tráfico y emisiones residenciales. En todos los sitios de monitoreo la distribución de tamaños de aerosoles depende fuertemente de la meteorología local. La circulación valle-montaña recircula contaminantes emitidos en el centro urbano, provocando el retorno de las partículas emitidas en horas previas y generando una acumulación de aerosoles, especialmente de partículas más finas, con mayor tiempo de vida. Las velocidades bajas de viento

características de Mendoza en conjunto con la circulación local generan episodios de contaminación con una aparente acumulación de partículas en el centro urbano, modificada por fenómenos de vientos por encima del promedio local e hidrometeoros.

- d) Algunas observaciones inusuales durante las horas nocturnas sugieren la presencia de posibles fuentes que previamente no han sido consideradas. Existen patrones diarios en las concentraciones en número en donde el efecto de las fuentes es evidente. Sin embargo, es posible que la recirculación de aerosoles en conjunto con una altura de capa de mezcla baja sea responsable de gran parte de las altas concentraciones medidas en horas nocturnas.

El análisis preliminar presentado aquí muestra también que las mediciones de las concentraciones en número de partículas pueden utilizarse para evaluar la compleja interacción entre las fuentes de aerosoles, sus procesos atmosféricos y su posterior evolución. La dependencia entre las concentraciones, el tamaño de partículas, estudiados 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 masa para detectar y cuantificar mejor la contribución de otras fuentes.

5. AGRADECIMIENTOS

Las actividades de investigación desarrolladas en este trabajo están parcialmente sostenidas por el Proyecto PID 25/JC01 “Modelos Regionales de Calidad de Aire”.

REFERENCIAS

- [1] J. H. Seinfeld and S. N. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, 2nd ed. Wiley-Interscience, (2006).
- [2] R. R. Dickerson, “The Impact of Aerosols on Solar Ultraviolet Radiation and Photochemical Smog,” *Science*, vol. 278, no. 5339, pp. 827–830, Oct. (1997).
- [3] R. J. Charlson, S. E. Schwartz, J. M. Hales, R. D. Cess, J. A. Coakley, J. E. Hansen, and D. J. Hofmann, “Climate Forcing by Anthropogenic Aerosols,” *Science*, vol. 255, no. 5043, pp. 423–430, (1992).
- [4] U. Lohmann and J. Feichter, “Global indirect aerosol effects: a review,” *Atmos. Chem. Phys*, vol. 5, pp. 715–737, (2005).
- [5] M. Lippmann, K. Ito, A. Nádas, and R. T. Burnett, “Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations.,” *Research report (Health Effects Institute)*, no. 95, pp. 5–72, discussion 73–82, Aug. (2000).
- [6] J. M. Samet, S. L. Zeger, F. Dominici, F. Curriero, I. Coursac, D. W. Dockery, J. Schwartz, and A. Zanobetti, “The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States.,” *Research Report Health Effects Institute*, vol. 94, no. Pt 2, pp. 5–70; discussion 71–79, (2000).
- [7] D. W. Dockery, C. A. Pope, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris,

- and F. E. Speizer, “An association between air pollution and mortality in six U.S. cities.,” *The New England journal of medicine*, vol. 329, no. 24, pp. 1753–9, Dec. (1993).
- [8] J. V Hall, “Assessing health effects of air pollution,” *Atmospheric Environment*, vol. 30, no. 5, pp. 743–746, (1996).
- [9] B. Brunekreef and S. T. Holgate, “*Air pollution and health*,” *Lancet*, vol. 360, no. 9341, pp. 1233–42, Oct. (2002).
- [10] M. Kampa and E. Castanas, “Human health effects of air pollution.,” *Environmental pollution* (Barking, Essex): 1987, vol. 151, no. 2, pp. 362–7, Jan. (2008).
- [11] J. Bernstein, N. Alexis, C. Barnes, I. L. Bernstein, A. Nel, D. Peden, D. Diaz-Sanchez, S. M. Tarlo, and P. B. Williams, “Health effects of air pollution.,” *The Journal of allergy and clinical immunology*, vol. 114, no. 5, pp. 1116–23, Nov. (2004).
- [12] 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,” *Atmospheric Environment*, vol. 45, no. 32, pp. 5655–5663, (2011).
- [13] 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).
- [14] M. G. Perrone, M. Gualtieri, V. Consonni, L. Ferrero, G. Sangiorgi, E. Longhin, D. Ballabio, E. Bolzacchini, and M. Camatini, “Particle size, chemical composition, seasons of the year and urban, rural or remote site origins as determinants of biological effects of particulate matter on pulmonary cells,” *Environmental Pollution*, vol. 176, no. 0, pp. 215–227, (2013).
- [15] H.-E. Wichmann, C. Spix, T. Tuch, G. Wolke, A. Peters, J. Heinrich, W. G. Kreyling, and J. Heyder, “Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany. Part I: role of particle number and particle mass.,” Cambridge, MA, (2000).
- [16] G. Oberdörster, “Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles,” *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 74, no. 1, pp. 1–8, (2000).
- [17] J. J. de Hartog, G. Hoek, A. Peters, K. L. Timonen, A. Ibaldo-Mulli, B. Brunekreef, J. Heinrich, P. Tiittanen, J. H. van Wijnen, W. Kreyling, M. Kulmala, and J. Pekkanen, “Effects of Fine and Ultrafine Particles on Cardiorespiratory Symptoms in Elderly Subjects with Coronary Heart Disease: The ULTRA Study ,” *American Journal of Epidemiology* , vol. 157 , no. 7 , pp. 613–623, Apr. (2003).
- [18] Salvador Enrique Puliafito, Fernando Horacio Castro, and D. G. Allende, “Air quality impact of PM10 emission in urban centres,” *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 46, no. 3/4, pp. 127–143, 2011.
- [19] F. Castro Videla, F. Barnaba, F. Angelini, P. Cremades, and G. P. Gobbi, “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, no. 0, pp. 298–309, (2013).
- [20] D. G. Allende, G. C. Mulena, P. G. Cremades, and S. E. Puliafito, “Transporte de aerosoles generados por erosión durante episodios de fuertes vientos: un estudio de modelado,” *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente.*, vol. 16, pp. 01.15–01.21, (2012).

- [21] 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," *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 59, no. 1, pp. 101–107, Jan. (2009).
- [22] J. W. Eaton, D. Bateman, and S. Hauberg, *GNU Octave: A high-level interactive language for numerical computations*, Edition 3 f. Boston, MA: Network Theory Limited, 2008, p. 539.
- [23] B. J. Finlayson-Pitts, "Atmospheric Chemistry," *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, no. 15, pp. 6566–6567, Apr. (2010).
- [24] 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).
- [25] Z. Wu, M. Hu, P. Lin, S. Liu, B. Wehner, and A. Wiedensohler, "Particle number size distribution in the urban atmosphere of Beijing, China," *Atmospheric Environment*, vol. 42, no. 34, pp. 7967–7980, Nov. (2008).
- [26] M. Vakeva, K. Hameri, T. Puhakka, E. D. Nilsson, H. Hohti, and J. M. Mkel, "Effects of meteorological processes on aerosol particle size distribution in an urban background area," *J. Geophys. Res.*, vol. 105, no. D8, pp. 9807–9821, (2000).
- [27] S.-U. Park and J.-W. Kim, "Aerosol size distributions observed at the Seoul National University campus in Korea during the Asian dust and non-Asian dust periods," *Atmospheric Environment*, vol. 40, no. 9, pp. 1722–1730, Mar. (2006).
- [28] D. S. Covert and J. Heintzenberg, "Size distributions and aerosol at Alesund, Svarbard," vol. 27, no. 17, pp. 2989–2997, (1993).
- [29] S. Hering, A. Eldering, and J. H. Seinfeld, "Bimodal character of accumulation mode aerosol mass distributions in Southern California," *Atmospheric Environment*, vol. 31, no. 1, pp. 1–11, (1997).
- [30] A. Eldering and R. M. Glasgow, "Short-term particulate matter mass and aerosol-size distribution measurements: transient pollution episodes and bimodal aerosol-mass distributions," *Atmospheric Environment*, vol. 32, no. 11, pp. 2017–2024, 1998.
- [31] X. Yao, N. T. Lau, C. K. Chan, and M. Fang, "Size distributions and condensation growth of submicron particles in on-road vehicle plumes in Hong Kong," *Atmospheric Environment*, vol. 41, no. 16, pp. 3328–3338, (2007).
- [32] S. K. Kharol and K. V. S. Badarinath, "Effect of synoptic meteorological conditions on aerosol properties over urban environment: A study over tropical urban region of Hyderabad, India," *Acta Geophysica*, vol. 55, no. 3, pp. 383–397, (2007).
- [33] D. Wilks, *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*. Cornell University, Ithaca, New York, U.S.A: Academic Press, 1995, p. 467.
- [34] B. Croft, U. Lohmann, R. V. Martin, P. Stier, S. Wurzler, J. Feichter, R. Posselt, and S. Ferrachat, "Aerosol size-dependent below-cloud scavenging by rain and snow in the ECHAM5-HAM," *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, vol. 9, no. 2, pp. 7873–7925, Mar. (2009).

EL PAPEL DE LOS ÁRBOLES URBANOS EN LA REMOCIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN MENDOZA

Moreno*, Gabriela A.; Martínez Carretero, Eduardo y Duplancic, Andrea

Geobotánica y Fitogeografía.
IADIZA. CONICET.
Iadiza C.C. 507 (5500) Ciudad. Mendoza. Argentina

*: Dpto. Biología, FCEFyN-UN San Juan
e-mail: gmoreno@mendoza-conicet.gob.ar
e-mail: mcarrete@mendoza-conicet.gob.ar
e-mail: aduplancic@mendoza-conicet.gob.ar

Resumen. *Se evaluó la capacidad de retención de partículas sedimentadas por las diversas partes de la copa de *Morus alba* (hojas, ramas primarias y ramas secundarias) en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza (Microcentro, Suburbano, Periurbano y Parque General San Martín) en invierno y verano. Se analizó además la frecuencia de tamaños de partículas sedimentadas mediante la observación con microscopio óptico OLYMPUS BX-51. Las distintas partes del árbol participan de manera diferencial como receptores de material sedimentado, en particular como respuesta a la forma de la copa modificada por la poda.*

Palabras clave: Partículas, Tamaño, Árboles, Urbano.

1. INTRODUCCIÓN

Los árboles cumplen un papel fundamental dentro del ecosistema urbano como indicadores de diferentes procesos, entre ellos el de la contaminación atmosférica. Las partículas se remueven de la atmósfera principalmente por procesos de sedimentación. Los árboles interceptan las partículas transportadas por el aire y la mayor parte de ellas es retenida en la superficie de la planta. Las partículas interceptadas pueden volver a estar suspendidas en la atmósfera, lavadas por la lluvia, o caer al suelo con las hojas y ramitas [1]. Consecuentemente, la vegetación es a menudo solamente un sitio de retención temporal para las partículas atmosféricas [2], [3]. Las hojas y ramas de los árboles actúan modificando la corriente de aire que circula a través del follaje generando turbulencia o remolinos que facilitan la sedimentación seca. La variación de la capacidad de retención varía con la naturaleza de los contaminantes y con la especie receptora, la variación en la estructura, micro rugosidad y adherencia de las hojas influyen en el modo de sedimentación [4].

El verde urbano tiene un efecto benéfico sobre la calidad del aire al fijar los agentes de contaminación. Se deben distinguir dos aspectos de este fenómeno, uno relacionado con la captación de los contaminantes por las hojas y la estructura de las plantas y otro referido al efecto aerodinámico de la vegetación sobre la transferencia de contaminantes, especialmente a las modificaciones que la vegetación produce sobre la velocidad del viento [5],[6]. La máxima remoción de contaminantes totales en Chicago, por ejemplo, se observó cuando los árboles se

encontraban con hojas [7]. Además, el tamaño del árbol afecta la remoción total: árboles sanos y grandes pueden remover 70 veces más por año que árboles pequeños [7]. Este trabajo buscó evaluar la capacidad de retención de partículas sólidas sedimentadas por las diversas partes de la copa de *M. alba*; dato relevante para lograr el manejo adecuado de la especie, cuya fisonomía en el ambiente urbano está altamente determinada por las podas anuales.

2. MATERIALES Y MÉTODO

2.1. Diseño experimental

Se seleccionaron al azar en cada sitio de muestreo 5 árboles de aproximadamente el mismo tamaño (morfología) y en estado vegetativo similar. En cada uno de ellos se instaló soportes inertes (papel de filtro), dos en ramas primarias (cercanas al tronco); dos en ramas secundarias y otros dos fuera del árbol, pero inmediatos. Los soportes fuera del árbol se utilizaron para cuantificar la cantidad de particulado que recibiría una hoja en la periferia de la copa. El soporte consistió en un disco de papel de filtro de 12,5 cm de diámetro ubicado sobre un cuadrado de cartón para fijarlo. Los muestreos se realizaron en dos momentos contrastantes del ciclo vegetativo: en invierno, cuando los árboles se encontraban totalmente desfoliados y verano, cuando habían alcanzado el máximo desarrollo foliar. El total de soportes instalados fue de 120 por muestreo, resultando en 240 muestras para toda la experiencia. Las muestras fueron colectadas 21 días después de su instalación.

Para conocer la cantidad de material depositado se pesaron los papeles de filtro, secados en estufa a 60°C durante 48-72 horas, antes y después de colocarlos en los árboles. La cantidad de material sólido depositado se obtuvo por diferencia de peso.

A partir del muestreo realizado, se seleccionaron al azar 3 filtros por ubicación y época, resultando en 24 filtros; de cada uno se obtuvieron 2 submuestras y en laboratorio se leyeron 3 campos. Se evaluó la frecuencia de tamaños de partículas sedimentadas, mediante la observación con microscopio óptico OLYMPUS BX-51 con aumento 40X, con reglilla micrométrica de 1 mm de longitud. Para el conteo, las partículas fueron agrupadas por frecuencias de tamaños: 2-5 μm , 6-10 μm , 11-18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$.

Se analizaron cuatro sitios de la ciudad de Mendoza, siguiendo un gradiente W-E: Microcentro (núcleo de la ciudad de Mendoza), Residencial (B° Santa Ana, Guaymallén), Periurbano (Rodeo de la Cruz), Parque General San Martín (instalaciones CCT, ex CRICYT). Este sitio, elegido como testigo, cuenta con tránsito vehicular mínimo.

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA/MANOVA empleando el paquete estadístico STAT 8.

3. RESULTADOS

3.1. Evaluación de la capacidad de captación de particulado por las diferentes partes de la copa de *M. alba*

Invierno

La mayor cantidad de material total sedimentado se observó en el Microcentro y la menor en el Parque (Tabla 1). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la cantidad de material depositado en los distintos sectores, específicamente entre los sitios Parque, Periurbano y Microcentro. El sitio Residencial no difiere significativamente con respecto al Parque ni al periurbano, pero sí es diferente al Microcentro.

Sitio	n	Media	D.E.
Microcentro	19c	32,23 mg	7,11
Parque GSM	30a	18,67 mg	4,95
Periurbano	24b	23,67 mg	7,03
Residencial	22ab	22,04 mg	5,42

Tabla 1. Material total sedimentado en invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Teniendo en cuenta las muestras colocadas **fuera de la copa** se registró distinta sedimentación en los sitios estudiados ($p < 0,05$), siendo menor en el Parque (13,73 mg \pm 3,24) que en los otros sitios analizados, que no difirieron entre sí (Periurbano: 23,69 mg \pm 1,91 y Residencial: 23,95 mg \pm 11,03) (Figura 1). En este caso no se contó con información para el sector Microcentro por daño a los muestreos.

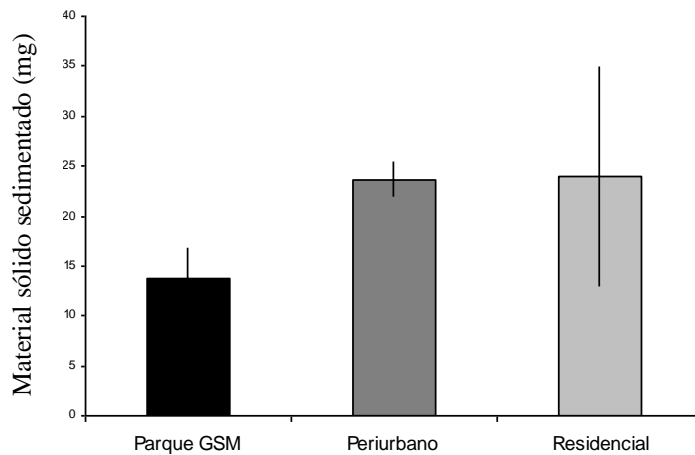


Figura 1. Material sólido depositado (mg) en los soportes colocados fuera de la copa en invierno

También existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la cantidad de material depositado en las **ramas primarias** entre el Microcentro ($35,15 \text{ mg} \pm 6,19$) y los otros tres sitios, que no presentaron diferencias significativas entre sí (Periurbano: $26,29 \text{ mg} \pm 8,31$; Residencial: $24,25 \text{ mg} \pm 3,13$ y Parque: $20,15 \text{ mg} \pm 3,52$) (Figura 2).

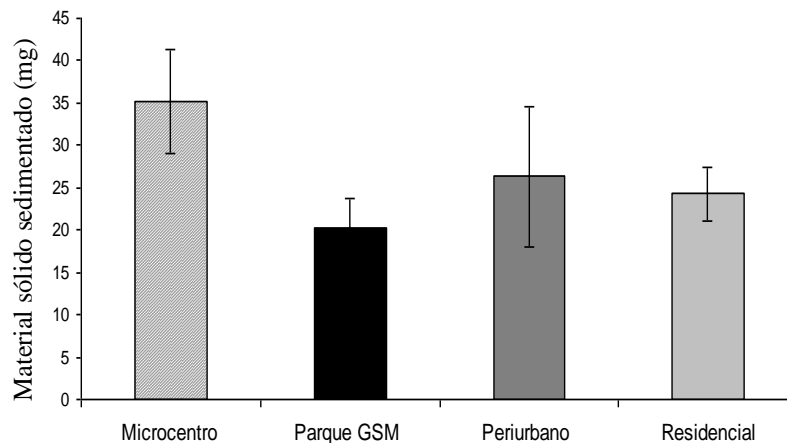


Figura 2. Material sólido depositado (mg) en las ramas primarias de la copa en invierno

En las muestras tomadas sobre **ramas secundarias** se observó una situación similar, existiendo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el Microcentro y los otros tres sitios estudiados, que no difirieron significativamente entre sí. La mayor sedimentación ocurrió en el Microcentro ($29,6 \text{ mg} \pm 7,12$) mientras que en los otros sitios fue menor (Parque: $22,12 \text{ mg} \pm 3,67$; Periurbano: $21,05 \text{ mg} \pm 6,4$; Residencial: $19,48 \text{ mg} \pm 4,39$) (Figura 3).

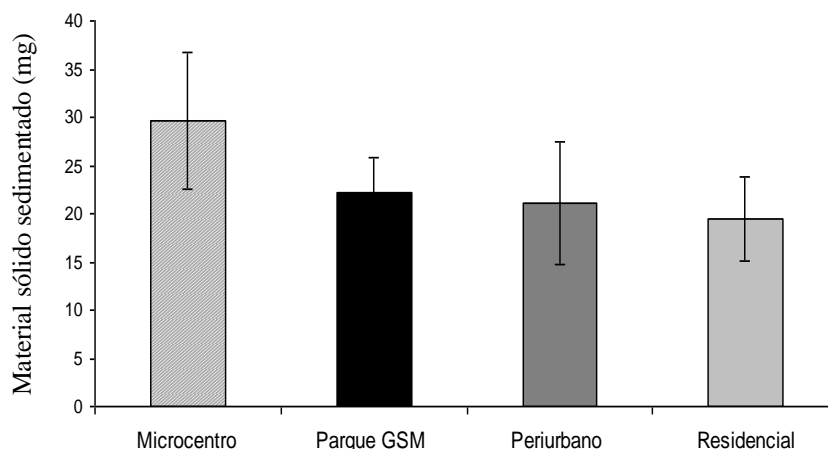


Figura 3. Material sólido depositado (mg) en las ramas secundarias de la copa en invierno

Verano

La mayor cantidad de material sedimentado se observó en el sitio Residencial y la menor en el Parque. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la cantidad de material depositado en los distintos sectores, específicamente entre el Parque y los demás sitios analizados, y entre Residencial y Periurbano (Tabla 2).

Sitio	n	Media	D.E.
Microcentro	20bc	35,75 mg	22,74
Parque GSM	27a	1,09 mg	2,33
Periurbano	24b	28,32 mg	18,75
Residencial	17c	44,44 mg	19,87

Tabla 2. Material total sedimentado en verano en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Para los soportes colocados **fuera de la copa**, se encontraron diferencias significativas en la sedimentación entre los tres sitios estudiados ($p < 0,05$), siendo mayor en el Microcentro ($36,66 \text{ mg} \pm 9,15$) que en los otros analizados: en el Periurbano: $7,13 \text{ mg} \pm 3,89$ y $0,34 \text{ mg} \pm 1,01$ en el Parque (Figura 4). En este caso no se contó con información para el sector Residencial por daño a los muestreos.

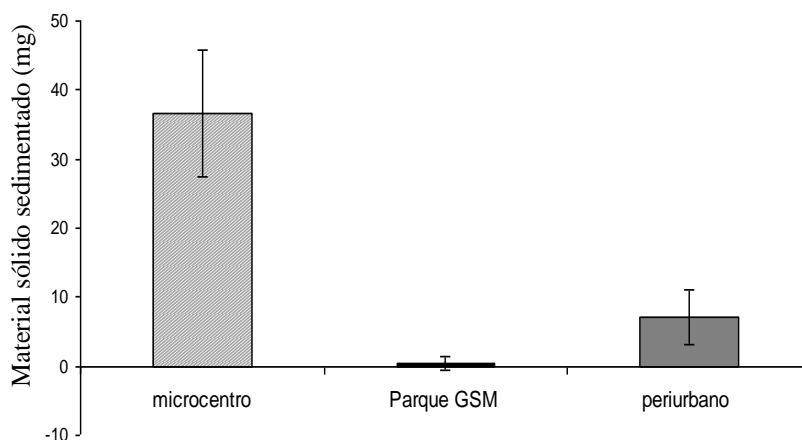


Figura 4. Material sólido depositado (mg) en soportes colocados fuera de la copa en verano

También existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la cantidad de material depositado en las **ramas primarias** entre el Parque ($1,58 \text{ mg} \pm 2,83$) y los otros tres sitios, que no presentaron diferencias significativas entre sí (Periurbano: $37,41 \text{ mg} \pm 21,35$; Residencial: $41,16 \text{ mg} \pm 13,97$ y Microcentro: $45,22 \text{ mg} \pm 18,74$) (Figura 5).

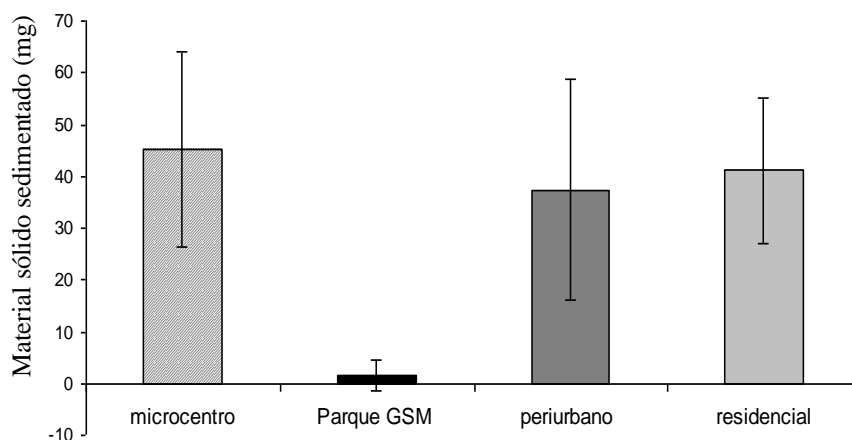


Figura 5. Material sólido depositado (mg) en las ramas primarias en verano

Para las muestras tomadas en **ramas secundarias** se observó una situación similar, existiendo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el Parque y los otros tres sitios, que no difirieron significativamente entre sí. La menor sedimentación ocurrió en el Parque ($1,34 \text{ mg} \pm 2,76$) mientras que en los otros sectores fue mayor (Microcentro: $26,08 \text{ mg} \pm 25,69$; Periurbano: $30 \text{ mg} \pm 10,13$; Residencial: $47,36 \text{ mg} \pm 24,46$) (Figura 6).

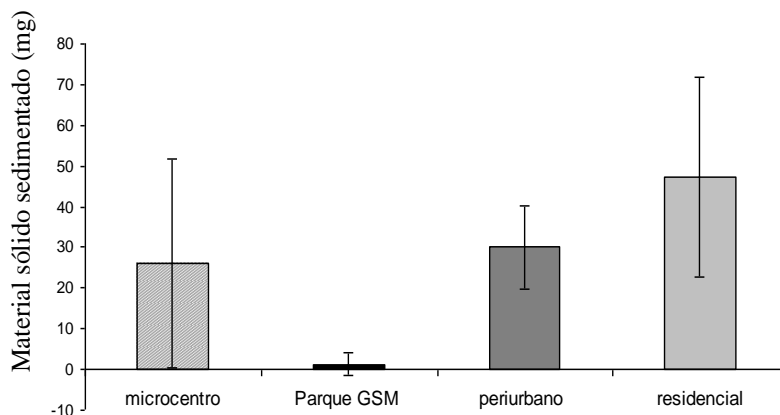


Figura 6. Material sólido depositado (mg) en las ramas secundarias en verano

Considerando las dos estaciones, verano e invierno, la cantidad total de material sedimentado no difirió significativamente para los sectores Microcentro ($p < 0,52$) y Periurbano ($p < 0,26$); además, en ambos lugares la sedimentación media fue mayor en verano (Figura 7). Se encontraron diferencias significativas en los sitios Parque y Residencial ($p < 0,05$). En estos dos sitios de muestreo ocurrieron 2 situaciones opuestas: en el Parque la sedimentación fue mayor en invierno, y en el Residencial fue mayor en verano.

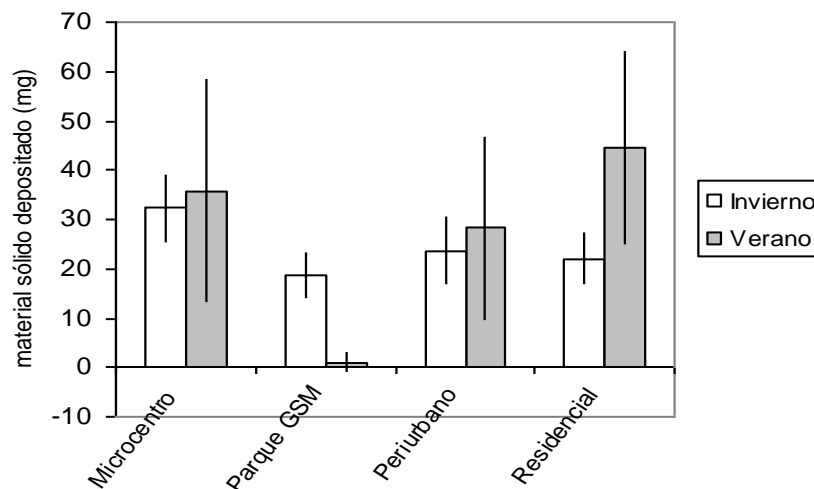


Figura 7. Valores medios y desvío estándar de material sólido total (mg) depositado por estación en cuatro sitios en la ciudad de Mendoza.

Se determinó la contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados, por estación y sitio estudiado. Para ello, se calculó el porcentaje que captan ramas primarias, ramas secundarias y hojas (en verano). La captación de las hojas se calculó en base a los datos de los soportes colocados fuera del árbol, suponiendo que esta cantidad de material es la que recibiría una hoja de la periferia de la copa. En invierno (Figura 8 a) se observó que las ramas primarias captan más del 50% en el Periurbano (55,53%), Residencial

(55,45%) y Microcentro (54,29%). En cambio en el Parque las ramas secundarias captan el 52,33% del material. En verano (Figura 8 b) la situación es diferente para los cuatro sitios estudiados: en el Microcentro las hojas captan el 33,96% del material particulado, mientras que las ramas primarias y secundarias captan el 44,89% y 24,16%, respectivamente. En el Parque y Periurbano se observó una situación similar, las ramas primarias captan 48,47% y 50,19%; las ramas secundarias el 41,10% y 40,25% y las hojas la menor proporción, sólo el 10,43% y 9,57% respectivamente. Para el sitio Residencial, si bien no se contó con información para las hojas, se observó que las ramas secundarias captan más del 50% del total.

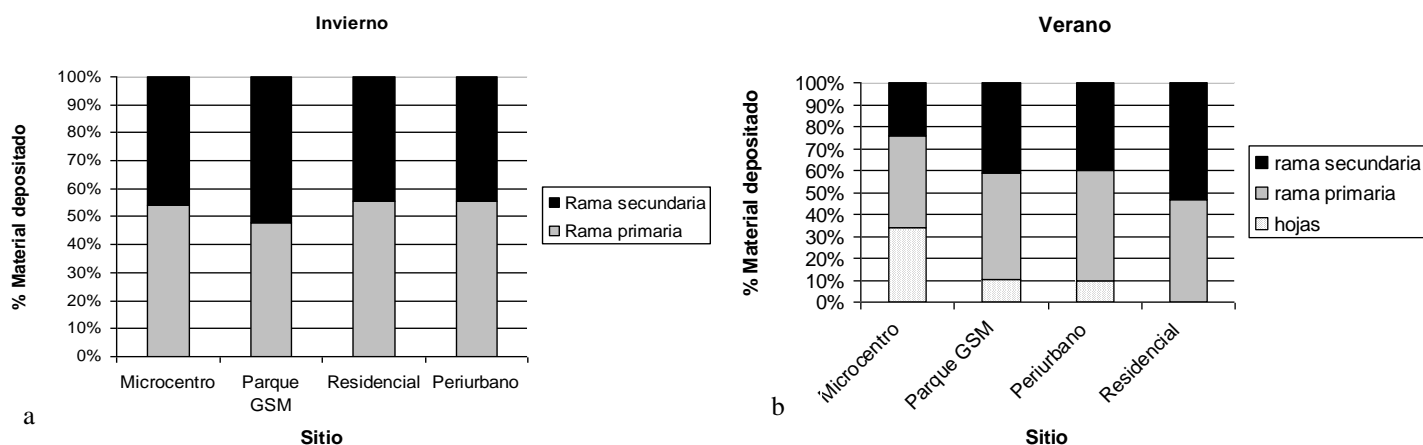


Figura 8 (a,b). Contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados en verano e invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

3.2. Frecuencia por tamaño de partículas teniendo en cuenta las distintas partes de la copa de *Morus alba*.

Verano

Teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, para las partículas finas (2 a 5 μm), no se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en Microcentro y Periurbano (Figura 9 a), mientras que para la frecuencia de partículas entre 6 a 10 μm , 11 a 18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$, si se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en Parque (en frecuencia 6 a 10 μm), Microcentro (en frecuencia 11 a 18 μm y, Parque y Microcentro (en frecuencia $\geq 19 \mu\text{m}$), respectivamente (Figura 9 b,c,d).

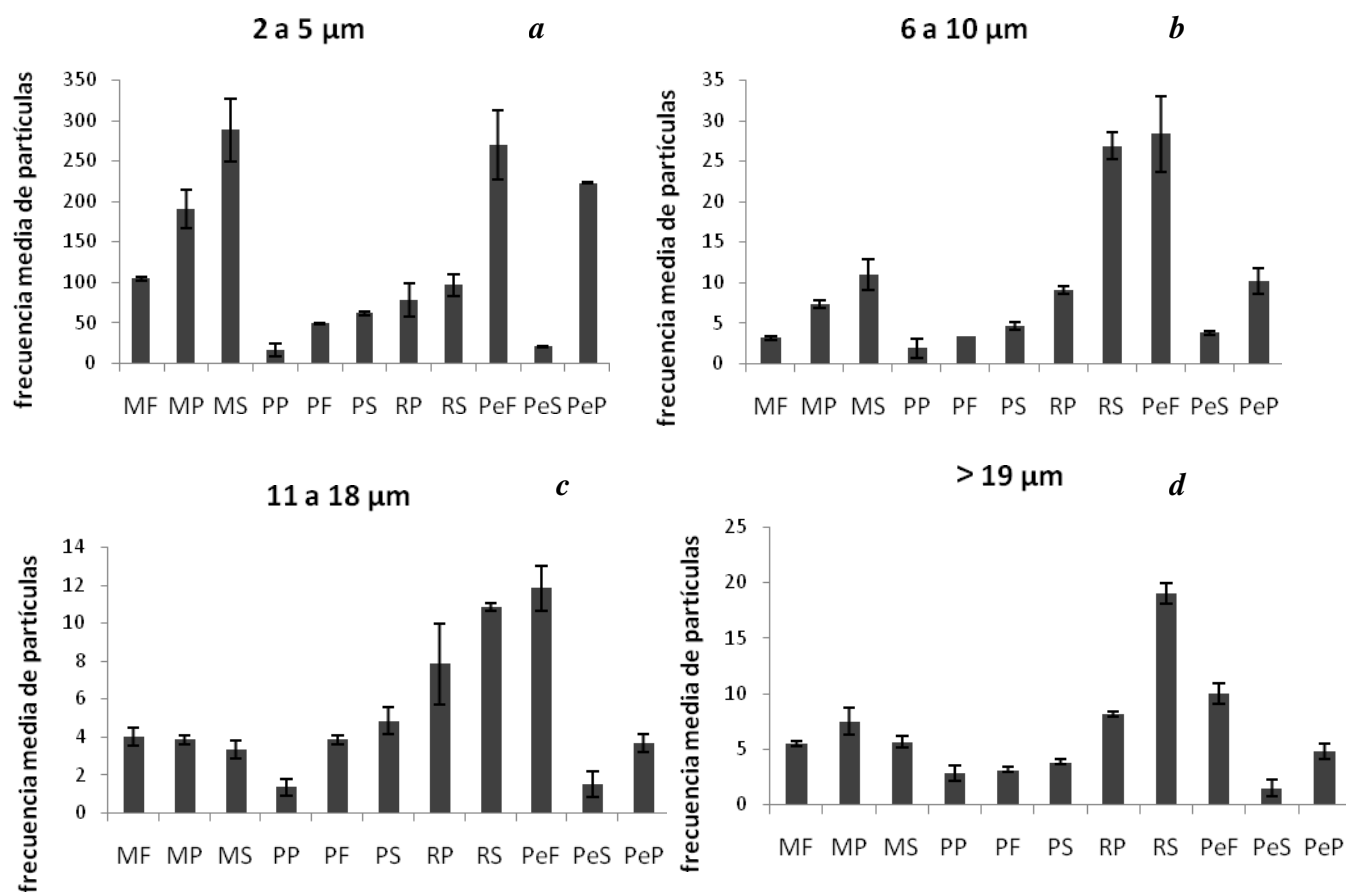


Figura 9 (a,b,c,d). Frecuencia media de partículas en verano según ubicación en la copa. Donde MF: microcentro-fuera, MP: microcentro-rama primaria, MS: microcentro-rama secundaria; PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria; PeF: periurbano-fuera, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria.

Los mayor frecuencia de partículas finas se registró en el Microcentro (Figura 10a), mientras que para las partículas entre 6 a 10 μm , 11 a 18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$, se registró en el Residencial (Figura 10b, c, d).

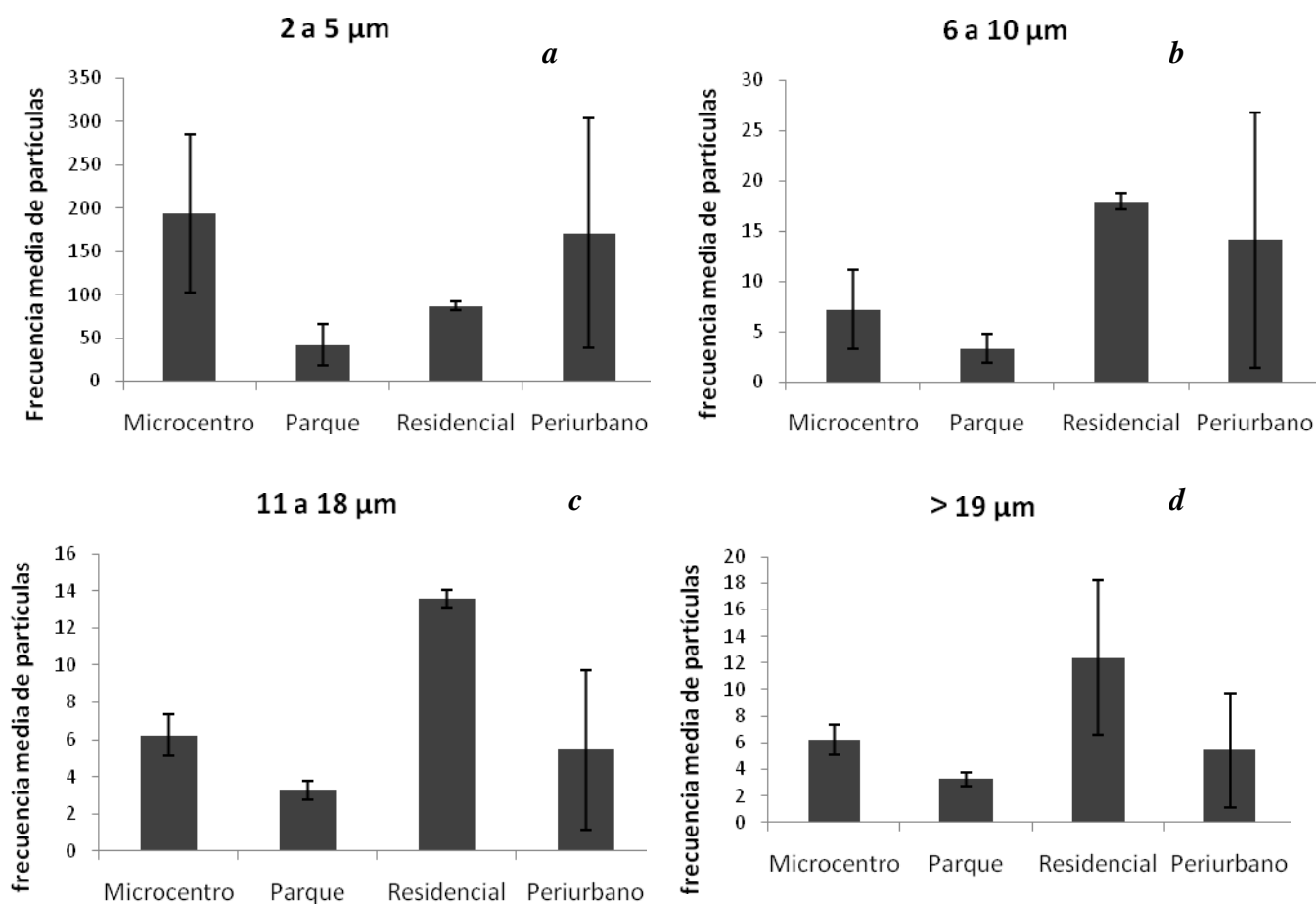


Figura 10 (a,b,c,d). Frecuencia media de partículas en verano según sitios de muestreo.

Invierno

Teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, para las partículas finas (2 a 5 μm), no se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en Microcentro (Figura 11 a), mientras que para la frecuencia de partículas entre 6 a 10 μm , 11 a 18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$, si se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en Parque (en frecuencia 6 a 10 μm) y Microcentro (en frecuencia 11 a 18 μm y en frecuencia $\geq 19 \mu\text{m}$) (Figura 11 b,c,d).

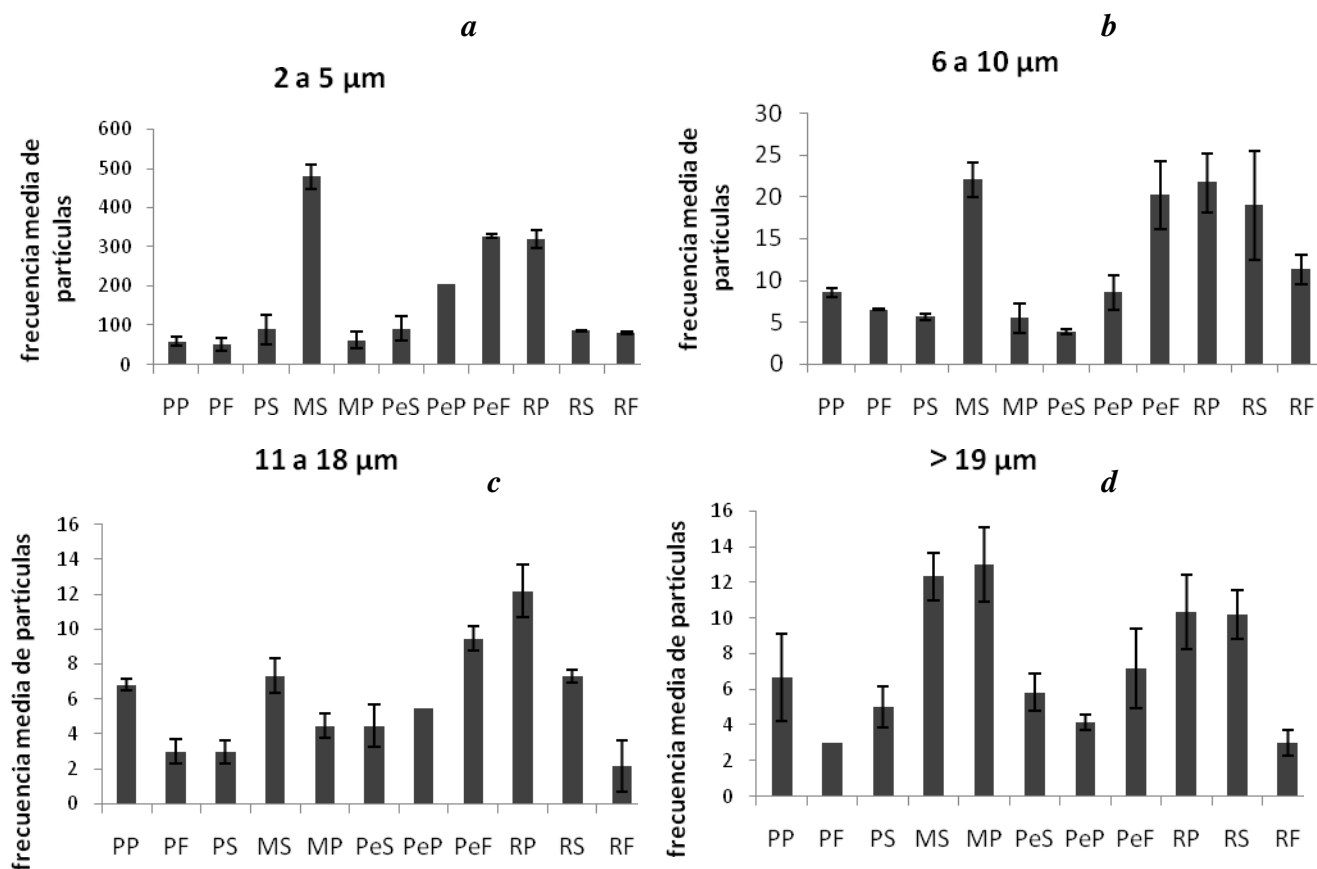


Figura 11 (a,b,c,d). Frecuencia de partículas en invierno según ubicación en la copa. Donde PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; MS: microcentro-rama secundaria, MP: microcentro-rama primaria; PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria, PeF: periurbano-fuera; RP: residencial-rama primaria, RS: residencial-rama secundaria, RF: residencial-fuera.

La mayor frecuencia de partículas finas se registró en el Microcentro (Figura 12), mientras que para las partículas entre 6 a 10 μm y 11 a 18 μm , se registró para Residencial (Figura 12b, c), salvo las partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ cuya mayor frecuencia se registró para Microcentro y Residencial (Figura 12d).

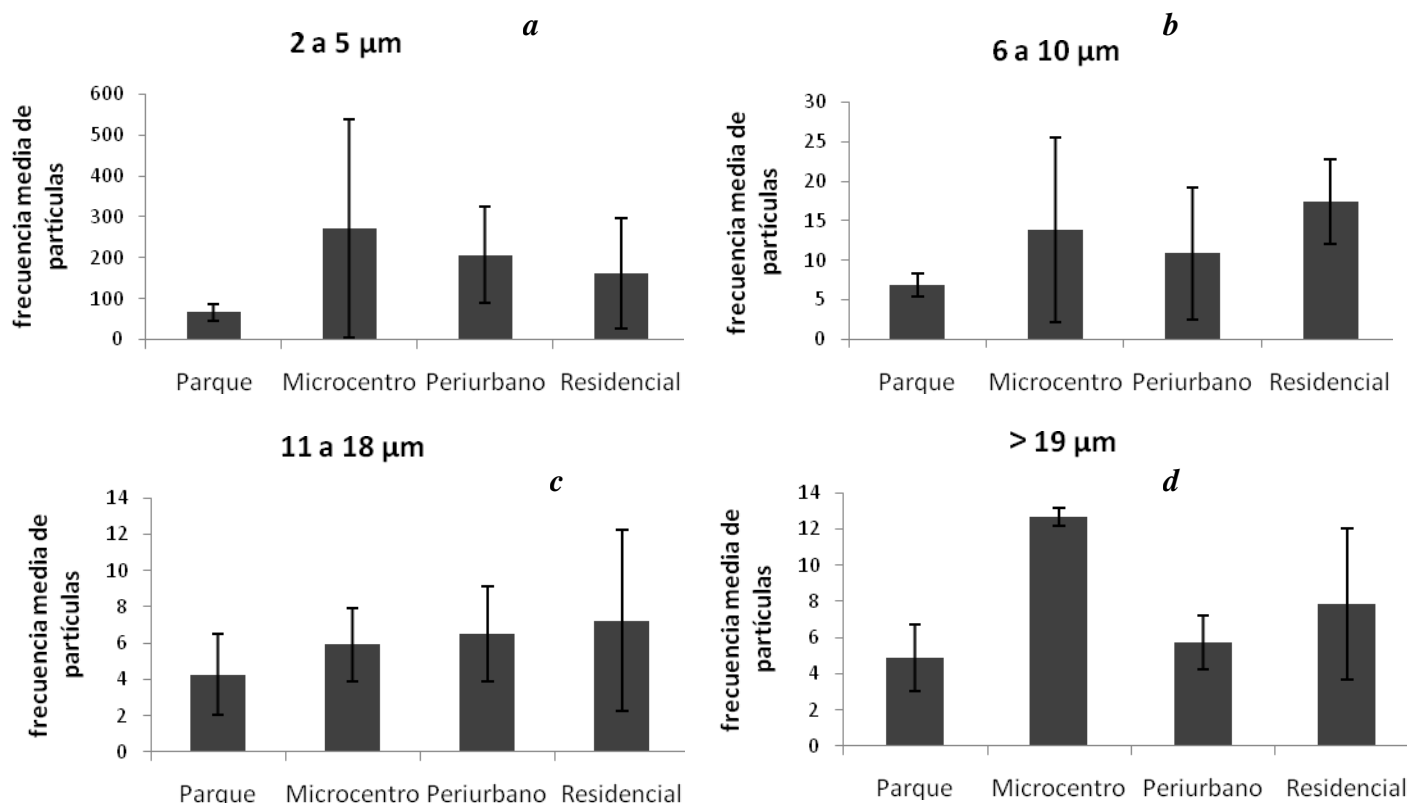


Figura 12 (a,b,c,d). Frecuencia de partículas en invierno según sitios de muestreo.

4. CONCLUSIONES

En invierno, la mayor cantidad de material total sedimentado se observó en el Microcentro y la menor en el Parque. Resultado esperado, debido a que el Microcentro de la ciudad de Mendoza se caracteriza por un intenso tránsito vehicular, principalmente por el pasaje de varias líneas de transporte urbano y gran cantidad de vehículos particulares. En cambio en el Parque los árboles no están expuestos a tal fuente de emisión.

No se encontraron diferencias significativas en la acumulación en ramas primarias y secundarias entre los sitios Parque, Residencial y Periurbano. Según tamaño, tampoco se observó una deposición discriminada de partículas en las diversas partes de la copa de *Morus alba*. Esta homogeneidad puede deberse a que las hojas y las ramas de los árboles modifican la corriente de aire que ingresa a la copa generando remolinos y turbulencias que mezclan las partículas de diferentes tamaños.

En verano, la mayor cantidad de material sedimentado se observó en los sectores Residencial, Microcentro y Periurbano. En el Parque la sedimentación fue mínima, coincidiendo con que en el área no se cuenta con importantes fuentes de emisión locales. Los sitios donde se observó la mayor sedimentación tienen importantes fuentes de emisión, principalmente abundante tránsito vehicular como en el sector Microcentro. En Santiago (Chile) se llega a conclusiones similares, ya que la zona centro presentó la mayor concentración promedio de partículas en suspensión, siendo las actividades con mayor impacto aquellas relacionadas con

el transporte [10]. Con respecto a la gran cantidad de material depositado en los sectores Residencial y Periurbano, puede ocurrir una situación similar a la reportada por [11], quienes encontraron en Mendoza los mayores registros de polvo sedimentable en zonas periféricas a la ciudad, en áreas con calles de tierra y abundantes industrias en las cercanías. También [10] indicaron que el material en suspensión en Santiago de Chile está constituido en un 50% por partículas de tierra.

En la comparación invierno–verano, se encontraron diferencias significativas en la sedimentación total de material en los sitios Parque y Residencial. La sedimentación es mayor en verano, resultado esperado ya que el muestreo se realizó durante el período de máximo desarrollo foliar de *M. alba*, y en estas condiciones el follaje actúa modificando la corriente de aire dentro de la copa y entre las copas, generando micro turbulencias o remolinos que facilitan la sedimentación seca. En el Parque ocurre lo contrario, la sedimentación es mayor en invierno. Este resultado puede deberse a la inversión térmica y el menor espesor de la capa de mezcla que en este período impide el recambio del aire contaminado [12].

Las diferencias en el porcentaje de sedimentación en ramas primarias, ramas secundarias y hojas en los cuatro sectores estudiados dan una idea del funcionamiento del árbol como receptor de particulado. En invierno no hay una gran diferencia entre el porcentaje que captan ramas primarias y secundarias, siendo un valor cercano al 50% para ambas. Pero en verano el Microcentro tiene un comportamiento diferente al de los otros sitios (no se analiza el sitio Residencial por falta -perdida- de datos): las ramas secundarias captan menos del 25% y las hojas más del 30% del material. En cambio, en los sitios Parque y Periurbano las hojas captan la menor proporción, cercana al 10%. Estas diferencias en el funcionamiento del árbol como receptor de material responderían a algún factor que opera de manera diferencial en estos sitios, probablemente la poda. El Microcentro es intensamente podado, debido a que las ramas de los árboles interfieren con la circulación de vehículos de transporte de pasajeros y con el tendido eléctrico de la ciudad. Esto altera notablemente la morfología típica de la especie. Es por esto que las ramas primarias y las hojas concentran la mayor cantidad de particulado, ya que la poda anual elimina prácticamente todas las ramas secundarias. En contraste, en el Parque no se realizan tareas de poda, por lo que las copas de los árboles son más uniformes, manteniendo las ramas secundarias todo el año. La similitud con el sector Periurbano da una idea del buen estado que tienen los árboles en este último sitio, al menos en cuanto a la recepción de particulado, ya que se comportan de la misma manera que los árboles poco alterados del Parque.

Tanto en verano como invierno las partículas finas (2 a 5 μm) resultaron más frecuentes en el Microcentro, probablemente por el aumento de actividad vehicular, mientras que las partículas más gruesas fueron más frecuentes en el sitio Residencial, probablemente porque las partículas de mayor tamaño que se depositan más cerca de la fuente de emisión están asociadas a partículas del suelo que son llevadas por el viento desde el monte circundante.

Los resultados permiten concluir que las distintas partes del árbol participan de manera diferencial como receptores de material sedimentado, en particular como respuesta a la forma de la copa modificada por la poda, siendo importante realizar un manejo adecuado de la misma para favorecer una mayor superficie foliar y posterior eliminación de los contaminantes depositados sobre las hojas.

REFERENCIAS

- [1] Smith, W.H. *Air Pollution and Forests*. Springer-Verlag, New York. 618 p. (1990).
- [2] Nowak, D. "Urban Forest Structure: The State of Chicago's Urban Forest". In: E. McPherson, G., Nowak, D. y Rowntree R. (eds.). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA Forest Service Gem Tech. Rep. NE-186. 2: 3-18. (1994).
- [3] Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C. "Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States". *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115-123. (2006).
- [4] Moreno, G., Martínez Carretero, E.- Faggi, A. y Vento, B. "Sedimentación atmosférica seca en hojas de *Morus alba* L. en la ciudad de San Juan Argentina". *Interciencia*, Vol. 33, (11), pp. 844- 849. (2008)
- [5] BOUBEL, R. W., D.J. FOX, D.R. TURNER & A.C. Stern. *Fundamentals of Air Pollution*. Academic Press, San Diego. (1994)
- [6] Dalmaso, A., Candia, R. y Llera, J. "La vegetación como indicadora de la contaminación por polvo atmosférico". *Multequina* 6:85-91. (1997).
- [7] Nowak, D. J. "Air pollution removal by Chicago's urban forest". USD Forest Service. Gen. Tech. Rep. NE-186. 5: 63-81 pp. (1994b).
- [8] Beckett, P.K., Freer_Smith P., Taylor G. "Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution". *Environmental Pollution* 99:347-360. (1998)
- [9] Beckett, P.K., Freer_Smith P., Taylor G. "Effective tree species for local air-quality management". *Journal of arboriculture* Vol 26, No. 1 pp 12-18. (2000).
- [10] O'Rian, R. y Larraguibel L. "Contaminación del aire en Santiago: Estado actual y soluciones". Universidad Nacional de Chile. Documentos de trabajo. Serie economía. Nº 75. (2000).
- [11] Ruiz, J.J., Danitz, P. y Danitz, G. "Contaminación atmosférica en el Gran Mendoza. Análisis y conclusiones de ocho años de muestreos (1970/77)". En: Martínez Carretero, E. y Dalmaso, A. D. (editores). *Mendoza Ambiental*. IADIZA. Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. 243-247pp. (1995).
- [12] Norte, F. A. "Características climatológicas del viento Zonda en la región de Cuyo". Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires). (1988).

EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS INORGÁNICOS EN EL AGUA DE LLUVIA

López, María L.; Asar, María L.; Ceppi, Sergio A., Bürgesser, Rodrigo E.
y Ávila, Eldo E.

Facultad de Matemática, Astronomía y Física
Universidad Nacional de Córdoba, IFEG-CONICET
Medina Allende s/n. Ciudad Universitaria
laulopez@famaf.unc.edu.ar

Resumen. *El análisis químico del agua de lluvia, colectada en forma secuencial, proporciona información sobre la eficiencia del proceso de depuración de contaminantes atmosféricos por parte de la misma. El objetivo del presente trabajo es caracterizar el proceso de depuración atmosférica de la ciudad de Córdoba a través de diferentes coeficientes. A los fines de estudiar los mecanismos de intercambio producidos durante los eventos de lluvia no sólo se cuantificó la composición de los elementos solubles en el agua de lluvia, sino también la de los aerosoles que ésta arrastra. La caracterización química se realizó con la técnica de Fluorescencia de Rayos X por Reflexión Total en el Laboratorio Nacional de Luz Sincrotrón (Campinas, Brasil). Los elementos químicos analizados fueron: S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr y Pb. Se encontró una elevada concentración de Ca y K en la fracción soluble del agua de lluvia. Ambos elementos mostraron una alta eficiencia de deposición. Pb, Zn, Ni, V y Mn, de interés desde el punto de vista ambiental, sólo fueron encontrados en la fracción insoluble del agua de lluvia en concentraciones mínimas.*

Palabras clave: Lluvia, Depuración, Composición elemental, Radiación sincrotrón.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. *Rainout* y *washout*

La deposición húmeda es el proceso que describe el barrido o *scavenging* de especies químicas desde la atmósfera hacia la superficie terrestre por medio de hidrometeoros atmosféricos (gotas de nube y niebla, lluvia, nieve) [1]. Dentro de la deposición húmeda los procesos más eficientes son el *rainout* y el *washout*. El primero hace referencia a la remoción de aquellos aerosoles atmosféricos que actúan como núcleos de condensación de nube o núcleos de hielo (CCN y IN por sus siglas en inglés, respectivamente), mientras que el segundo se refiere a la remoción de partículas que se incorporan a las gotas preexistentes. Considerando ambos procesos conjuntamente se justifica el papel de la lluvia como el principal vehículo a considerar en el estudio de la remoción de material particulado de la atmósfera [2].

El grado de depuración que provoca el agua de lluvia está determinado en gran medida por el enriquecimiento químico que presenta la atmósfera. Éste, a su vez, dependerá del tipo de fuente (natural o antropogénica) que vierta sus emisiones a la atmósfera. Dado que estas fuentes presentan actividad variable muchos trabajos analizan las variaciones espaciales y temporales en la composición elemental del agua de lluvia (*e.g.* [3]). Sin embargo, la composición de la lluvia cambia también a lo largo de un mismo evento de lluvia. Así lo indican diferentes trabajos que muestran un enriquecimiento significativo de elementos químicos en las etapas iniciales de los eventos de precipitación, y una dilución de la concentración química a medida que la lluvia persiste y la atmósfera se depura [4]. Esta evolución temporal de la composición química durante un mismo evento depende en gran medida de la dinámica de las tormentas y de cada especie química en particular. De esta manera, la magnitud y la frecuencia de las precipitaciones influye sobre los flujos de deposición química y los tiempos de residencia de los elementos en la atmósfera.

Durante las etapas iniciales de un evento de lluvia se puede evaluar el proceso de *washout*, mientras que en las etapas finales se puede analizar el proceso de *rainout* [5]. Esto se debe a que durante los primeros milímetros de lluvia son impactados y arrastrados aquellos aerosoles suspendidos en el aire, mientras que a medida que la precipitación persiste y la atmósfera se depura es válido suponer que aquellos elementos químicos que perduran en el agua de lluvia forman parte de la composición de los CCN o los IN.

Si los aerosoles impactados son solubles en agua contribuirán a incrementar la concentración química del agua de lluvia [6]. Pero, al momento de evaluar la composición química, se debe considerar también la solubilidad en agua de algunos gases atmosféricos tales como CO₂, SO₂, HNO₃, NH₃ y HCl. La solubilidad de ambos componentes, aerosoles y gases, lleva a que las iones que se encuentren típicamente en el agua de lluvia sean H⁺, NH₄⁺, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, HSO₃⁻, HSO₄⁻, SO₃²⁻, CO₃²⁻ y HCO₃⁻. En bibliografía se han encontrado numerosos trabajos que reportan la composición del agua de lluvia siendo los iones que más comúnmente se informan H⁺, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, CO₃²⁻ y HCO₃⁻ (medidos con técnicas de cromatografía de iones) y Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ (cuantificados por espectrofotometría de absorción o emisión atómicas) [7,8].

1.2. Metales traza en el agua de lluvia

Los metales pesados contenidos en el agua de lluvia constituyen una herramienta muy útil para estimar el grado de contaminación existente en una región determinada. Mayormente, estos metales se transportan en los aerosoles y su flujo primario hacia la superficie de la Tierra está controlado por la combinación de la deposición seca y húmeda. La primera no involucra fase acuosa alguna, sino que los aerosoles se depositan directamente sobre la superficie terrestre por acción de la gravedad. En la deposición húmeda, la solubilidad de los metales está limitada inicialmente por la reactividad entre la partícula y el agua y es fuertemente dependiente del pH del agua de lluvia.

Las fuentes de metales en la atmósfera tienen origen tanto natural como antropogénico. En los últimos años se ha reportado que cuando las emisiones de metales pesados son de origen antropogénico provienen principalmente de procesos industriales [9] y de la combustión de combustibles que contienen Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn. Sin embargo, la presencia de metales pesados en partículas atmosféricas también está asociada a fuentes naturales como el polvo terrestre, aerosoles marinos y emisiones volcánicas [2].

La mayoría de los trabajos que reportan metales solubles en agua de lluvia lo hacen utilizando la técnica de espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP) (e.g. [10]), mientras que para la caracterización química de los metales presentes en la fracción insoluble (aerosoles) se recurre a técnicas que utilizan Fluorescencia de Rayos X (XRF) (e.g. [11]).

1.3. TXRF y agua de lluvia

Por su sensibilidad, la técnica de Fluorescencia de Rayos X por Reflexión Total (TXRF) ha sido señalada por numerosos autores como la óptima al momento de cuantificar la concentración de elementos traza en agua de lluvia (e.g. [12]). Su elevada sensibilidad se debe principalmente a su bajo fondo (debido a la poca penetración de los rayos X en el sustrato portamuestras), la doble excitación (causada por el haz incidente y el reflejado en el sustrato), y la optimización del ángulo sólido de detección (dada la incidencia rasante del haz ionizante). Al momento de analizar la evolución de la composición química a lo largo de un evento de lluvia debe considerarse también que, si bien la técnica TXRF permite detectar elementos traza, la concentración de estos últimos se diluye en las últimas etapas de la lluvia. Ante esta dificultad, la utilización de una fuente de radiación sincrotrón se presenta como una alternativa viable para resolver este problema. La combinación de TXRF con radiación sincrotrón (SR) como fuente de excitación (SR-TXRF) ofrece nuevas posibilidades para alcanzar límites de detección menores dada la elevada intensidad del haz de radiación sincrotrón, su polarización lineal y su colimación natural [13]. Esto ha sido observado en trabajos anteriores donde se alcanzaron límites de detección muy por debajo de los $\mu\text{g L}^{-1}$ [14].

1.4. Eficiencia de *scavenging*

Además de la cantidad y tipo de gases y partículas barridos durante la lluvia, la concentración química en el agua de lluvia (tanto en la fracción soluble como insoluble) depende de otros factores entre los que pueden mencionarse el tiempo de colección a lo largo del evento de

lluvia, el tamaño de las gotas de lluvia, el tamaño del material particulado y la cantidad de gas que se pierde en el trayecto de caída de las gotas de lluvia [6]. Despreciando estas complejidades y considerando sólo los elementos químicos que alcanzan la superficie terrestre, las propiedades de *scavenging* de un evento de lluvia particular pueden describirse a partir de parámetros fácilmente calculados a través de mediciones en experimentos de campo. Estos parámetros se estiman a través de la relación entre la concentración de una especie barrida por la lluvia y la cantidad de lluvia caída. En bibliografía pueden encontrarse diferentes parametrizaciones, dentro de las que pueden mencionarse aquellas utilizadas por Pryor *et al.* [4] y Minoura e Iwasaka [15].

Considerando la falta de información en lo que respecta a la evolución de la composición química del agua de lluvia durante los eventos de lluvia, el presente estudio tiene por objetivo cuantificar la eficiencia de deposición pluvial de elementos químicos inorgánicos, tanto en la fracción soluble como insoluble. Específicamente, los elementos químicos analizados fueron S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr y Pb. Dado que Córdoba es la segunda ciudad más poblada de Argentina y uno de los centros industriales más importantes de este país, el control de sus emisiones a la atmósfera y la posterior depuración de la misma por medio del agua de lluvia adquieren gran importancia, considerando también que el agua que abastece a la población proviene íntegramente de recursos hídricos superficiales. Este es uno de los primeros trabajos en mostrar resultados referidos a la evolución de metales traza en la atmósfera para el hemisferio sur.

2. METODOLOGÍA

2.1. Sitio de estudio

El muestreo de agua de lluvia se llevó a cabo en Córdoba, la segunda ciudad más poblada de Argentina y uno de los centros industriales más importantes de este país. Tiene aproximadamente 1,3 millones de habitantes y está ubicada en una región semiárida en el centro del país (31,4° de latitud sur; 64,18° de longitud oeste y a 470 m.s.n.m.). El suelo es loésico y levemente ondulado a causa de agentes erosivos. El sector industrial se localiza en las zonas suburbanas que rodean la ciudad y está conformado principalmente por las industrias de manufactura, automotriz y agrícola. El clima es sub-húmedo y la dirección del viento predominante es NE. La precipitación media anual es cercana a los 700 mm. Sin embargo, la zona se ve afectada por períodos secos persistentes que se producen cíclicamente. Las nevadas son poco frecuentes, por lo que las precipitaciones están casi íntegramente constituidas por lluvia, que se concentra principalmente en verano. Esto puede observarse en la Figura 1, donde se muestra la precipitación mensual acumulada en los últimos 5 años. La disminución de la precipitación acumulada en los meses de otoño-invierno se corresponde con una disminución de los eventos lluviosos. Por tal motivo, en el presente trabajo se utilizaron muestras de agua correspondientes a 14 eventos lluviosos producidos entre Diciembre de 2011 y Septiembre de 2012.

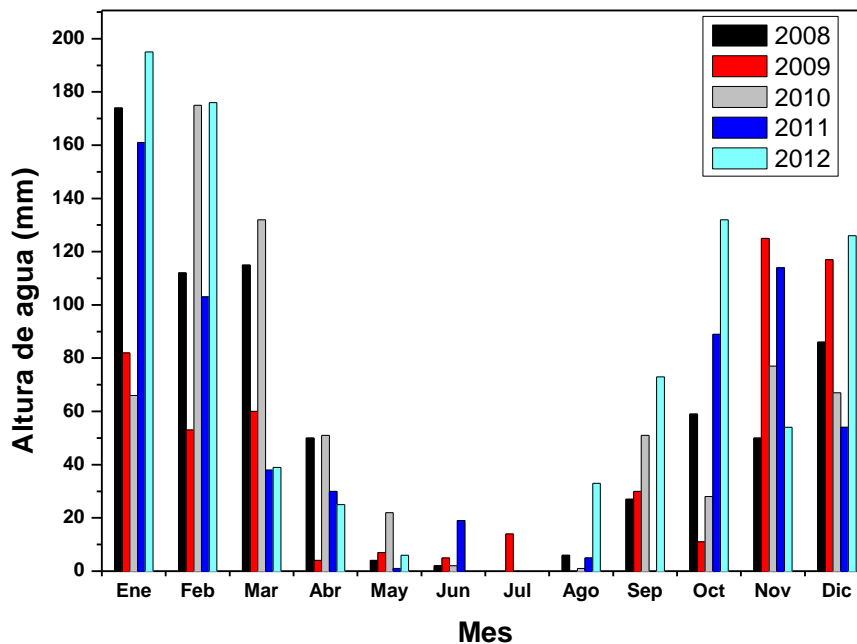


Figura 1: Evolución de la precipitación mensual acumulada durante los últimos 5 años.

2.1. Colección y preparación de las muestras

El agua de lluvia se colectó mediante un embudo plástico de 53,5 cm de diámetro conectado a una botella de polietileno de 1 L de capacidad. Cada vez que el volumen de la botella se completó, la misma fue reemplazada por otra. El volumen de 1 L se eligió considerando que en un análisis químico preliminar se determinó que las muestras de agua de lluvia necesitarían pre concentrarse a los fines de cuantificar ciertos elementos traza de interés. Para cada una de las secuencias de los 14 eventos de lluvia, la altura de lluvia se calculó posteriormente considerando el diámetro del embudo y el volumen colectado en la botella. Todo el sistema de muestreo fue ubicado alejado un radio de 5 m de cualquier obstáculo. De esta forma se asegura que la composición química de la lluvia recogida sólo se ve afectada por la deposición húmeda y no por la contaminación durante el proceso de muestreo. Los 14 eventos muestreados correspondieron exclusivamente a precipitación en fase líquida. Inmediatamente después de la colección se realizaron mediciones de pH y conductividad eléctrica sobre el agua de lluvia, y las botellas se almacenaron refrigeradas (aproximadamente a 4°C) hasta el proceso de preconcentración.

A los fines de estudiar la composición química de la fracción soluble en el agua de lluvia, la mitad del volumen colectado en cada botella fue filtrado usando filtros de membrana Milipore de 0,45 µm de porosidad. Por otro lado, para estudiar la composición química del total de los elementos depositados por el agua de lluvia (es decir, tanto en la fracción soluble como en la insoluble) el volumen restante de agua fue acidificado siguiendo el método 3050B de la USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) para digestión ácida de sedimentos,

lodos y suelos [16]. Concluidos los procesos de acidificación y filtración, ambos volúmenes se midieron y preconcentraron por evaporación por debajo de los 25 mL. Considerando los 14 eventos de lluvia, los volúmenes parciales colectados en cada evento y el análisis de los elementos solubles e insolubles contenidos en cada volumen parcial, en el presente trabajo se analizaron un total de 108 muestras.

2.3. Instrumentación

2.3.1. Medición de pH y conductividad eléctrica

Se utilizó un medidor de pH y conductividad *Accumet AR20 (Fisher Scientific, USA)*. Se utilizaron soluciones reguladores de pH = 4,00; 7,00 y 10,00 para calibrar el instrumento previo a cada medición.

2.3.2. Análisis SR-TXRF

Las muestras se analizaron utilizando SR-TXRF en el Laboratorio Nacional de Luz Sincrotrón (LNLS) en Campinas, Brasil. Las mediciones se llevaron a cabo en condiciones normales de presión y temperatura. Los estándares y las muestras se excitaron con haz blanco de incidencia rasante (de 2 mm de alto y 5 mm de ancho). Se usó un detector de Si (Li) con una resolución de energía de 165 eV y el tiempo de integración fue de 200 s. La cuantificación se realizó a partir de curvas de calibración correspondientes para cada elemento en estudio con la adición de un estándar interno para compensar los efectos instrumentales. Para la preparación de las muestras, 450 μL de agua de lluvia se transfirieron a un tubo Eppendorf[®] con 50 μL de solución de galio (Ga) de 100 mg L^{-1} de concentración. De esta manera, después de homogeneizar el sistema, cada muestra resultó ser de una concentración de 10 mg L^{-1} en Ga, el cual actuó como estándar interno. Un volumen de 5 μL de esta solución fue depositado en un reflector de acrílico de dimensiones [2 x 3 x 0,2] mm^3 . Las mediciones se llevaron a cabo una vez que este volumen se secó al aire. Este mismo procedimiento de preparación de muestras se siguió para la medición de la intensidad fluorescente en las soluciones estándar.

2.3.3. Soluciones estándar

- *Solución de Ga*

La solución estándar de Ga de 100 mg L^{-1} se preparó por dilución de 1 mL de solución de Ga para ICP de 1000 mg L^{-1} (Fluka 17067) hasta 10 mL con agua Mili-Q.

- *Solución multielemental*

Se utilizó una solución multielemental para ICP (Merck 109498) que contiene 29 elementos en una concentración de 10 mg L^{-1} . Los elementos son: Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, Tl, V, U, y Zn. Esta solución se diluyó entre 10000 y 0,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ a los fines de construir una curva de calibración. Es importante resaltar que la solución multielemental contiene Ga. Para garantizar que la concentración de Ga es constante en todas las soluciones patrón, el volumen de solución de

Ga agregado a cada una de las soluciones patrón se calculó de tal manera que la concentración final de Ga en cada una de ellas fuera 10 mg L^{-1} .

- Solución estándar de azufre

Dado que la solución multielemental no contiene azufre (S) y considerando el interés en cuantificar este elemento, se preparó una solución estándar de S por disolución de sulfato de sodio (Na_2SO_4) anhidro (Merck 106649) en agua Mili-Q. Esta solución se diluyó entre 50000 y $100 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ a los fines de construir una curva de calibración. La solución estándar de Ga se agregó siguiendo el procedimiento ya detallado en la sección 2.3.2 para la preparación de muestras de agua.

2.4. Análisis cuantitativo

Los espectros obtenidos se analizaron con el *software* AXIL [17]. Dada la geometría de excitación usada en el método SR-TXRF las muestras en el reflector son infinitamente finas. Por ello, no se consideran los efectos de excitación secundaria y absorción, y los efectos de matriz se pueden suponer despreciables [18]. Esto permite calcular la sensibilidad relativa de los elementos de interés a través de una curva de calibración construida con las soluciones patrón, y utilizar dicha curva para cuantificar la concentración en las muestras de agua de lluvia.

2.4.1. Curva de calibración

Para el análisis cuantitativo y siguiendo las recomendaciones de Moreira y Fazza [14], la intensidad fluorescente de un elemento i (I_i) puede relacionarse con su concentración (C_i) a través de la sensibilidad de ese elemento (S_i), según:

$$I_i = S_i C_i \quad (1)$$

Las sensibilidades dependen de los parámetros fundamentales, la eficiencia del detector y el espectro de excitación de la fuente [19]. Incorporando las correspondientes variables con respecto al Ga, la Ecuación 1 puede escribirse como:

$$\frac{I_i}{I_{Ga}} = \frac{S_i}{S_{Ga}} \frac{C_i}{C_{Ga}} \quad (2)$$

Reordenando esta ecuación se obtiene:

$$C_i = C_{Ga} \frac{S_{Ga}}{S_i} \frac{I_i}{I_{Ga}} \quad (3)$$

De esta manera, dada la concentración y la intensidad del Ga (C_{Ga} y I_{Ga} , respectivamente), la cuantificación del elemento i puede obtenerse a partir de la correlación lineal entre su concentración y su intensidad fluorescente. La Figura 2 muestra tres espectros SR-TXRF de la solución estándar multielemental a 25, 5000 y $10000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Como ya se mencionó, independientemente de la concentración de cada solución patrón la concentración de Ga se

mantiene constante. En la Figura 2 las intensidades han sido normalizadas a la intensidad de Ga. Esto es útil para ver más claramente la evolución de las intensidades de los picos a medida que la concentración de la solución aumenta.

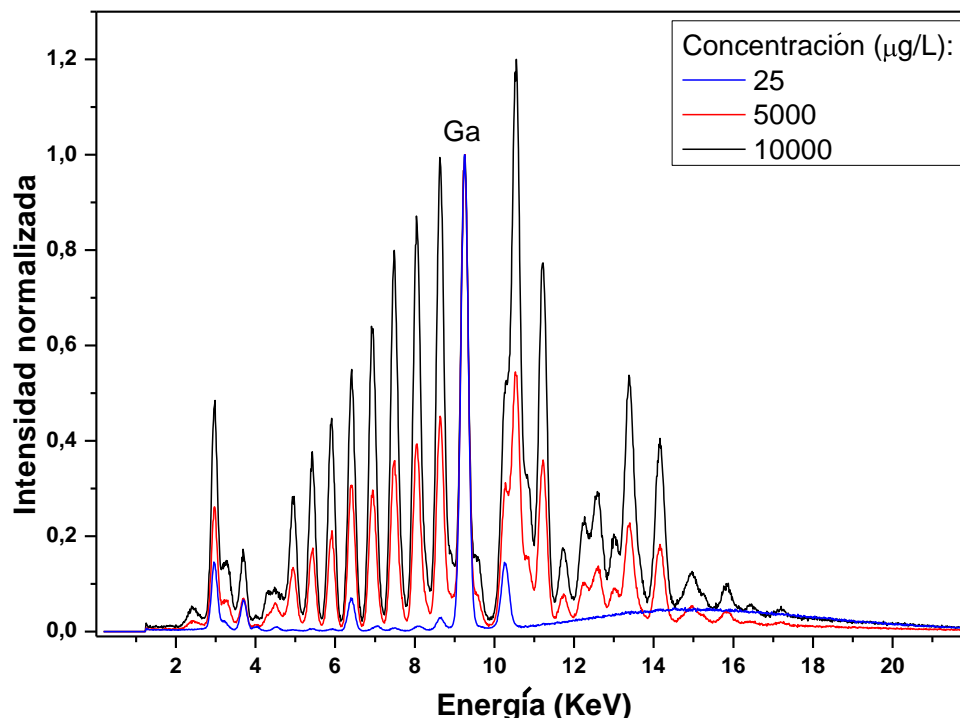


Figura 2: Espectro de la solución multielemental a tres concentraciones diferentes: 25, 5000, y 10000 $\mu\text{g L}^{-1}$.

La relación entre I_{Ga} y I_i se calculó con los espectros de todas las soluciones patrón. Finalmente, para cada elemento i se estableció una correlación entre este cociente y la concentración de solución multielemental. Cada elemento tiene una correlación lineal particular cuya pendiente representa las sensibilidades del elemento i y de Ga, y la concentración de Ga (ver Ecuación 3). Para los elementos analizados, los ajustes lineales mostraron un coeficiente de correlación (R^2) mayor a 0,91. Por último, y utilizando los coeficientes de las ecuaciones de los ajustes lineales, se determinó la concentración de estos elementos en las muestras de agua de lluvia. Este mismo procedimiento se siguió para cuantificar S utilizando soluciones patrón de diferente concentración de Na_2SO_4 . A modo de ejemplo, la Figura 3.a muestra el espectro SR-TXRF de la solución de Na_2SO_4 a 30000 $\mu\text{g L}^{-1}$. Nótese que, en comparación con la mayoría de los elementos en el espectro fluorescente de la Figura 2, la sensibilidad de la señal de S es mucho menor. Esta disminución en la sensibilidad del azufre produjo que la curva de calibración no pudiera construirse para concentraciones menores a 2500 $\mu\text{g L}^{-1}$. La curva de calibración y el correspondiente ajuste se muestran en la Figura 3.b.

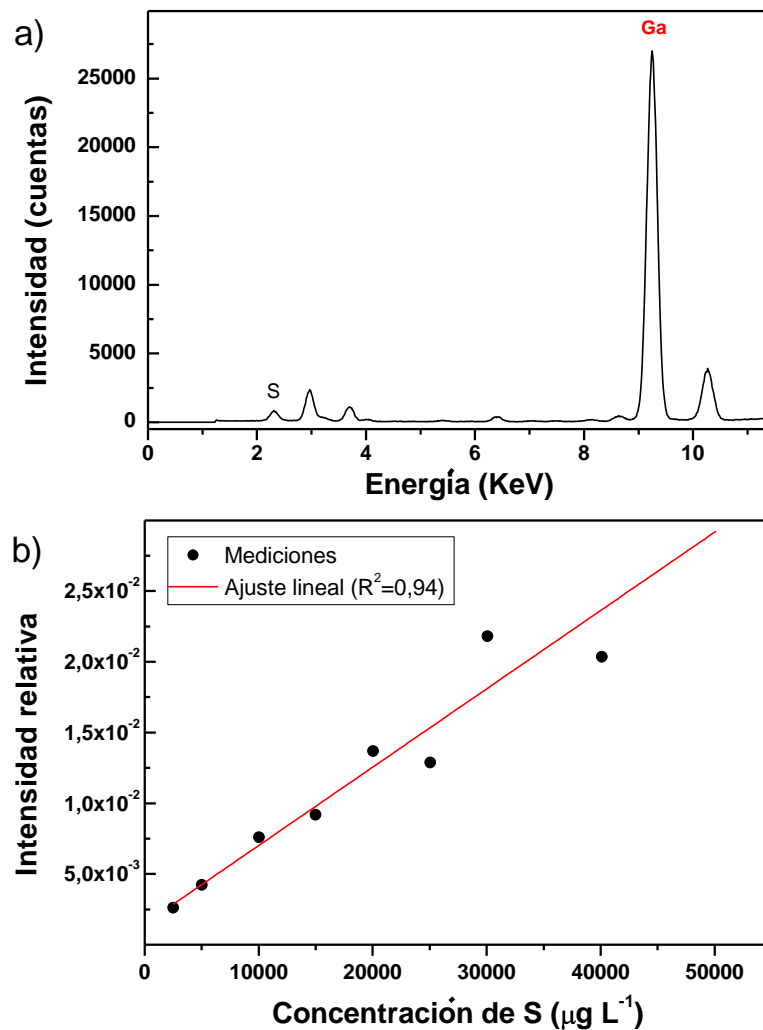


Figura 3: (a) Espectro SR-TXRF de la solución estándar de Na_2SO_4 a $30000 \mu\text{g L}^{-1}$, y (b) evolución de la intensidad relativa en función de la concentración de azufre.

2.4.2. Sensibilidad elemental

Ti y Ca están presentes en el material particulado de la ciudad de Córdoba [9]. Sin embargo, Ti no está presente en la solución estándar multielemental mientras que Ca, si bien está presente, muestra una sensibilidad muy baja a las concentraciones de las soluciones patrón. Esto no permite obtener una curva de calibración con un R^2 satisfactorio para el Ca. Por esta razón, ambos elementos se cuantificaron siguiendo el método de sensibilidad elemental. Las sensibilidades elementales se calcularon para las series K de Al, Cl, K, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn (calculadas a partir de los espectros de la solución estándar multielemental) y S (calculadas a partir de los espectros de la solución estándar de Na_2SO_4). Para las diferentes concentraciones de las soluciones patrón, estas sensibilidades se correlacionaron con el número atómico (Z). A modo de ejemplo, en la Figura 4 se muestra el ajuste exponencial para

la solución estándar a $5000 \mu\text{g L}^{-1}$. Conociendo la función de ajuste y por interpolación, es posible conocer las sensibilidades de Ca y Ti ($Z=20$ y 22 , respectivamente) a cada concentración. Dado que los ajustes mostraron $R^2 > 0,90$ a concentraciones mayores a $1000 \mu\text{g L}^{-1}$, esta concentración fue considerada umbral al momento de determinar la concentración en las muestras de agua de lluvia. Siguiendo el mismo procedimiento detallado en la sección 2.4.1, se construyeron las respectivas curvas de calibración, siendo los valores de $R^2 = 0,94$ y $0,98$ para los ajustes lineales de Ca y Ti, respectivamente.

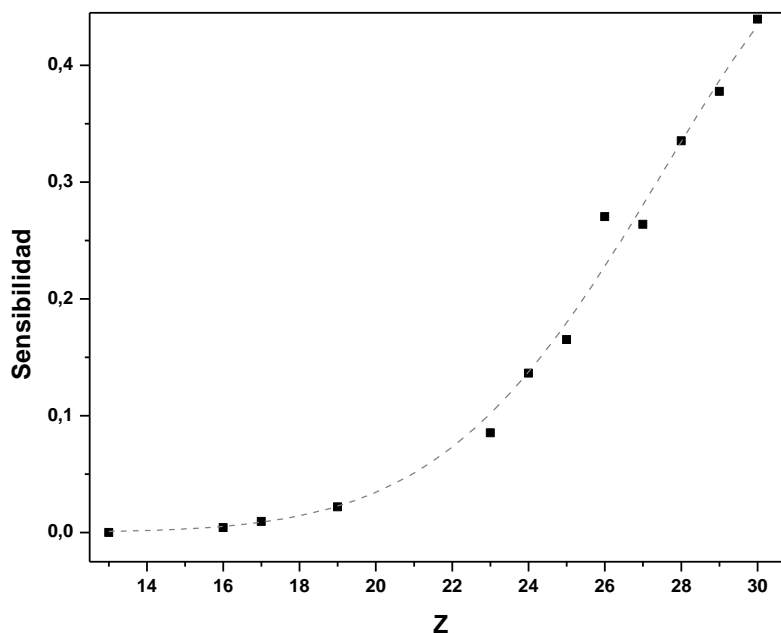


Figura 4: Relación entre la sensibilidad de diferentes elementos en función de su número atómico.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis de pH y conductividad eléctrica

La Figura 5.a muestra la evolución de la conductividad eléctrica (CE) en relación a la altura de agua para la secuencia de muestreo de la lluvia correspondiente al día 5 de febrero de 2012, mientras que la Figura 5.b muestra lo correspondiente para el pH. En la Figura 5.a se observa una disminución de los valores de CE conforme se prolonga la lluvia. Esto se debe a la disminución de la concentración de los elementos solubles en el agua de lluvia, lo cual confirma la efectividad del proceso de deposición. Para la totalidad de las muestras se observó que, en promedio, en los primeros 5 mm de altura de agua los valores de CE son $(8 \pm 6) \mu\text{S cm}^{-1}$ mientras que a partir de los 20 mm de lluvia descienden a $(2 \pm 1) \mu\text{S cm}^{-1}$. La elevada variabilidad en las etapas iniciales de la lluvia se explica considerando el estado previo de la atmósfera. Así, si un evento de lluvia se muestrea después de un período largo de sequía, el valor inicial de CE será mayor con respecto a muestreos producidos durante períodos

lluviosos. La baja variabilidad en los valores de CE cuando la lluvia caída es mayor a 20 mm muestra que, independientemente del estado inicial de la atmósfera, cuando la lluvia persiste su concentración salina tiende a ser baja y aproximadamente constante.

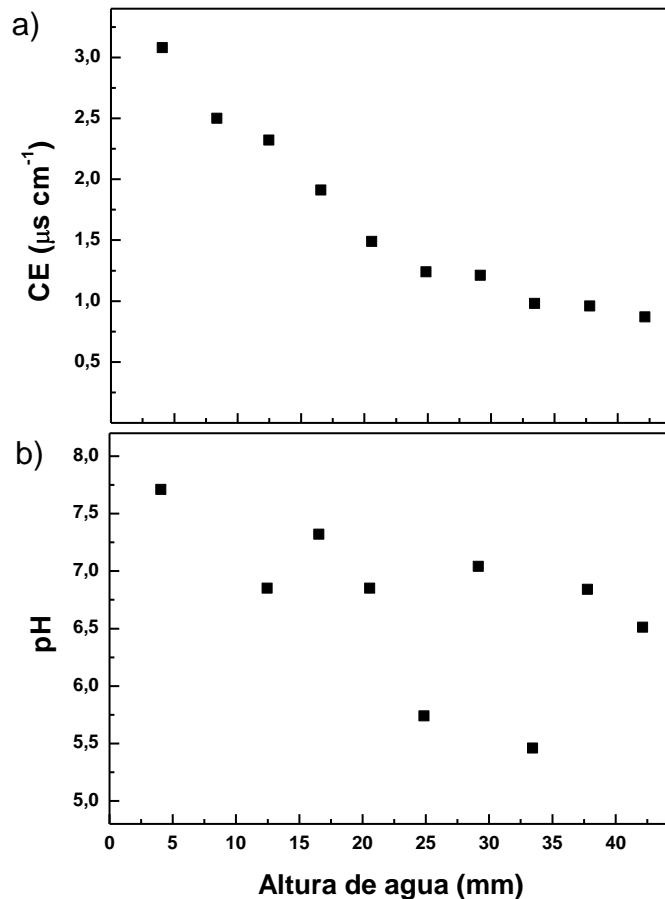


Figura 5: Evolución de (a) la conductividad eléctrica y (b) el pH durante el muestreo secuencial de la lluvia del día 5 de febrero de 2012, en la ciudad de Córdoba.

Como puede observarse en la Figura 5.b, en la primera etapa de la lluvia los valores de pH son más altos que en las últimas secuencias. Este comportamiento puede explicarse considerando que la precipitación podría barrer de manera efectiva compuestos que contienen Ca, tales como CaO o CaCO₃, comúnmente presentes en la fracción gruesa de las partículas atmosféricas [21]. Estos compuestos se barrerían en las primeras etapas de la lluvia. Suponiendo que la acidez en el agua de lluvia de la ciudad de Córdoba es causada principalmente por la solubilidad del CO_{2(g)}, la disolución de CaCO_{3(s)} produciría CO₃^{2-(ac)} que contribuiría, por equilibrio químico, a incrementar el pH del agua de lluvia. Asimismo, CaO produciría el mismo efecto neto, al liberar OH⁻ al medio a través del proceso de hidrólisis. A medida que la lluvia continúa por más de 30 mm en altura de agua, el valor de pH se aproxima a 5-6. Considerando que la concentración normal de CO_{2(g)} en la atmósfera es

cercana a 385 ppm y siguiendo la ley de Henry, el valor de pH de la lluvia en atmósferas no contaminadas es 5,6 [1]. De esta manera, se puede concluir en que el único gas que afectaría el pH del agua de lluvia en la ciudad de Córdoba sería el $\text{CO}_2(\text{g})$. Esta suposición se sustenta en los resultados obtenidos por Olcese y Toselli [22], quienes han reportado que la ciudad de Córdoba presente niveles bajos de contaminantes gaseosos troposféricos como SO_2 y NO_2 .

4.2. Determinación de la eficiencia de deposición

La eficiencia del proceso de deposición se cuantificó siguiendo la parametrización presentada por Minoura e Iwasaka [15] basada en la siguiente relación:

$$C_i = a \exp(-bP) \quad (4)$$

donde P es la altura de agua, y a y b son parámetros de ajuste. El parámetro a es una medida relativa de la concentración del elemento i presente inicialmente en la atmósfera. Por su lado, el parámetro b es una medida de la eficiencia de deposición, y se ha encontrado que varía entre 0,2 y 0,6, dependiendo de la naturaleza del elemento químico estudiado [6]. Las Figuras 6.a y 6.b muestran, a modo de ejemplo, la aplicación de este ajuste al Ca presente en las fracciones soluble y total, respectivamente, para todas las muestras de agua de lluvia colectadas.

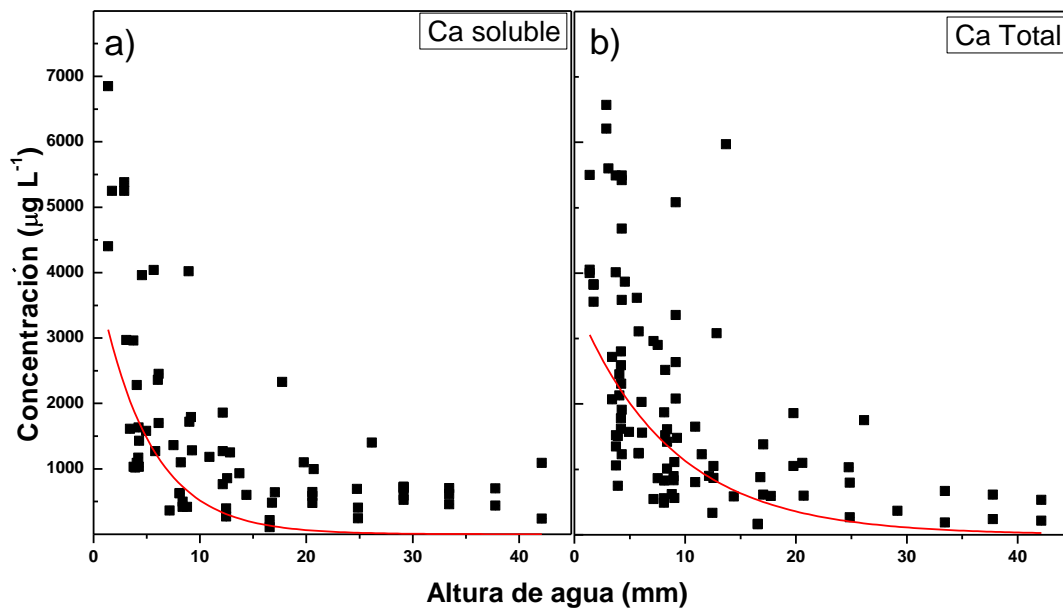


Figura 6: Evolución de la concentración de Ca y su correspondiente ajuste (línea roja) en (a) la fracción soluble y (b) la fracción total del agua de lluvia para todos los muestreos de agua de lluvia estudiados en este trabajo.

A los fines de determinar la eficiencia de deposición del elemento i en los aerosoles insolubles en agua, a cada función de ajuste de la fracción total se le restó la correspondiente función de ajuste de la fracción soluble. A modo de resumen, la Tabla 1 muestra los parámetros a y b obtenidos para cada elemento en cada fracción, así como también el R^2 de cada ajuste.

Elemento	Fracción	(a ± Δa) [μg L ⁻¹]	(b ± Δb) [mm ⁻¹]	R ²
S	Insoluble	800 ± 300	1,2 ± 0,3	0,18
	Soluble	600 ± 200	0,14 ± 0,05	0,11
K	Insoluble	100 ± 10	0,06 ± 0,01	0,54
	Soluble	1000 ± 300	0,21 ± 0,05	0,31
Ca	Insoluble	1000 ± 100	0,04 ± 0,01	0,27
	Soluble	6000 ± 900	0,20 ± 0,03	0,46
Cu	Insoluble	18 ± 1	0,28 ± 0,02	0,29
	Soluble	30 ± 10	0,18 ± 0,08	0,15
Ti	Insoluble	37 ± 2	0,07 ± 0,02	0,24
Fe	Insoluble	333 ± 2	0,11 ± 0,02	0,37
Zn	Insoluble	40 ± 2	0,05 ± 0,02	0,06
V	Insoluble	12 ± 2	0,016 ± 0,007	0,18
Mn	Insoluble	50 ± 20	0,3 ± 0,1	0,17
Ni	Insoluble	6 ± 2	0,13 ± 0,03	0,54
Pb	Insoluble	25 ± 3	0,05 ± 0,01	0,12

Tabla 1: Parámetros de ajuste de cada elemento y para cada fracción siguiendo la Ecuación 4.

Como puede observarse en esta tabla, mientras que S, K, Ca y Cu se detectaron tanto en la fracción soluble como insoluble de la lluvia, los demás elementos sólo se encontraron en la fracción insoluble. Este comportamiento era esperable en la mayoría de los metales estudiados, dado que estos elementos se presentan en la atmósfera principalmente como aerosoles atmosféricos. Por lo tanto, para que los aerosoles solubilicen en el agua de lluvia, ésta debe alcanzar valores de pH cercanos a 3. Considerando que el pH del agua de lluvia en ningún evento fue inferior a ~5, es razonable que la mayoría de los metales estudiados no se presenten en la fracción soluble.

De los elementos presentes sólo en la fracción insoluble, el mayoritario es el Fe. Esto es esperable dado el suelo de Córdoba, mayormente conformado por loess que contiene Fe en su composición. A su vez, Fe presenta, junto con Mn y Ni, la mayor eficiencia de deposición dentro de los elementos insolubles en agua.

La presencia de metales como Pb, Zn y V ya había sido informada en el material particulado de la ciudad de Córdoba [9]. En el presente trabajo se observa que presentan las eficiencias de

deposición más bajas. Sin embargo, los valores bajos de R^2 indican que las medidas de concentración de estos elementos presentan una alta dispersión. Esta puede deberse a que Pb, Zn y V no presentan una tendencia característica y su evolución no puede generalizarse para el conjunto de medidas sino que, por el contrario, debe estudiarse su evolución en eventos puntuales.

Otros elementos que presentaron dificultades en el ajuste fueron As, Rb, Sr, Cr y Co. Si bien no fue posible ajustar las mediciones siguiendo la Ecuación 4, es importante mencionar que sólo se detectó presencia en la fracción insoluble a lo largo de los primeros 5 mm de lluvia. Por lo tanto, puede concluirse que estos elementos se presentan en concentraciones traza en el material particulado atmosférico, pero nada puede informarse con respecto a su eficiencia de deposición.

De todos los elementos analizados, los que se presentan en mayor concentración, tanto en la fracción soluble como insoluble, son S, Ca y K. El S presente en la fracción insoluble fue el que presentó mayor eficiencia de deposición. Las concentraciones iniciales de S en las fracciones solubles e insolubles resultaron equivalentes. Esto no se observa para el K y el Ca, en los que la concentración en la fracción soluble supera ampliamente a la fracción insoluble. Es esperable que los aerosoles en la ciudad de Córdoba presenten Ca y K considerando las características del suelo. La diferencia de concentración entre ambas fracciones puede explicarse considerando que muchas sales conformadas por K^+ y Ca^{2+} son solubles en agua. Así, aerosoles formados por sales de K y Ca se solubilizarían en contacto con una gota de agua preexistente, contribuyendo a aumentar la concentración de la fracción soluble en detrimento de la insoluble. Nótese también que la mayor eficiencia de depuración en la fracción soluble la presentan K y Ca.

Para algunos elementos, los resultados presentados en este trabajo fueron comparados con aquellos informados en bibliografía para otros sitios de estudio. Así, por ejemplo, el parámetro b para el Ca fue comparado con el informado por Pryor *et al.* [4], encontrándose valores similares.

4. CONCLUSIONES

- La evolución de la conductividad eléctrica a lo largo de 14 eventos de lluvia registrados en la ciudad de Córdoba muestra una dilución exponencial en la concentración de las sales presentes en la fracción soluble de agua.
- La evolución del pH a lo largo de los eventos de lluvia presenta una disminución gradual hasta valores no menores a 5, lo que indicaría la eficiencia en el *washout* de elementos que contribuyen a neutralizar la acidez del agua en las primeras etapas de lluvia.
- Ca y K presentan una elevada concentración en la fracción soluble del agua de lluvia, lo que sumado a la evidencia de estos elementos en el suelo de la ciudad, indicaría que Ca y K están presentes en los aerosoles en forma de sales altamente solubles.
- Pb, Zn, Ni, V y Mn, de interés desde el punto de vista ambiental, sólo fueron encontrados en la fracción insoluble del agua de lluvia en concentraciones mínimas.

REFERENCIAS

- [1] John H. Seinfeld y Spyros N. Pandis, *Atmospheric Chemistry and Physics: from air pollution to global change*, Springer, (2006).
- [2] Bárbara J. Finlayson-Pitts y James N. Pitts Jr., *Chemistry of the upper and lower atmosphere*, Academic Press, (2000).
- [3] Ahmet Türküm, Hakan Pekey, Beyhan Pekey y Gürdal Tuncel, “Investigating relationships between aerosol and rainwater composition at different locations in Turkey”, *Atmospheric Research*. Vol. 89, pp. 315-323, (2008).
- [4] Sara C. Pryor, Andrea M. Spaulding y Holly Rauwolf, “Evolution of the Concentration of Inorganic Ions during the Initial Stages of Precipitation Events”, *Water Air Soil Pollut.* Vol. 180, pp. 3-10, (2007).
- [5] Dimitrios Melas y Dimiter Syrakov (Editors), *Air Pollution Processes in Regional Scale*, Kluwer Academic Publishers, (2002).
- [6] Hanse R. Pruppacher y James D. Klett, *Microphysics of Clouds and Precipitation*, Kluwer Academic Publishers, (1997).
- [7] Ana I. Calvo, Francisco J. Olmo, Hassan Lyamani, Lucas Alados-Arboledas, Amaya Castro, María Fernández-Raga y Roberto Fraile, “Chemical composition of wet precipitation at the background EMEP station in Víznar (Granada, Spain) (2002-2006)”, *Atmospheric Research*. Vol. 96, pp. 408-420, (2010).
- [8] Motoki Sasakawa, “Chemical composition of aerosol, sea fog, and rainwater in the marine boundary layer of the northwestern North Pacific and its marginal seas”, *Journal of Geophysical Research*. Vol. 107, pp. 4783, (2002).
- [9] María L. López, Sergio Ceppi, Gustavo G. Palancar, Luis E. Olcese, Germán Tirao y Beatriz M. Toselli, “Elemental concentration and source identification of PM10 and PM2.5 by SR-XRF in Córdoba, Argentina”, *Atmospheric Environment*. Vol. 45, pp. 5450-5457, (2011).
- [10] Abigail C. Morrow, Richard H. Dunstan y Peter J. Coombes, “Elemental composition at different points of the rainwater harvesting system”, *Science of the Total Environment*. Vol. 408, pp. 4542-4548, (2010).
- [11] Chang-Jin Ma, Susumu Tohno, Mikio Kasahara y Shinjiro Hayakawa, “Properties of the size-resolved and individual cloud droplets collected in western Japan during the Asian dust storm event”, *Atmospheric Environment*. Vol. 38, pp. 4519-4529, (2004).
- [12] Peter Stössel y Andreas Prange, “Determination of trace elements in rainwater by Total-Reflection X-Ray fluorescence”, *Anal. Chem.* Vol. 57, pp. 2880-2885, (1985).
- [13] Florian Meirer, Arti A. Singh, Giancarlo Pepponi, Christina Strelí, Takahiko Homma y Piero A. Pianetta, “Synchrotron radiation-induced total reflection X-ray fluorescence analysis”, *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 29, pp. 479-496, (2010).
- [14] Silvana Moreira y Elizete V. Fazza, “Evaluation of water and sediment of the Graminha and Águas da Serra streams in the city of Limeira (Sp-Brazil) by Synchrotron Radiation Total Reflection X-ray Fluorescence”, *Spectrochimica Acta Part B*. Vol. 63, pp. 1432-1442, (2008).
- [15] Hiroaki Minoura y Yasunobu Iwasaka, “Ion concentration changes observed in drizzling

- rains”, *Atmospheric Research*. Vol. 45, pp. 165-182, (1997).
- [16] USEPA (United States Environmental Protection Agency). *Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soils*. Revision 2, <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>, (2005).
- [17] Pierre Van Espen, Henri Nullens y Fred Adams, “A computer analysis of X-ray fluorescence spectra”, *Nucl. Instrum. Methods*. Vol. 142, pp. 243-250, (1977).
- [18] Reinhold Klockenkämper y Alex von Bohlen, “Determination of the critical thickness and the sensitivity for thin-film analysis by total reflection X-ray fluorescence spectrometry”, *Spectrochim. Acta Part B*. Vol. 44, pp. 461-469, (1989).
- [19] Wolfgang Ladisich, Robert Rieder y Peter Wobrauschek, “Quantitative total reflection X-ray fluorescence analysis with monoenergetic excitation”, *X-ray Spectrom.* Vol. 23, pp. 173-177, (1994).
- [20] Wolfgang Ladisich, Robert Rieder, Peter Wobrauschek y Hannes Ainginger, “Total reflection X-ray fluorescence analysis with monoenergetic excitation using rotating anode X-ray tubes”, *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. A*. Vol. 330, pp. 501-506, (1993).
- [21] Masahide Aikawa y Takatoshi Hiraki, “Washout/rainout contribution in wet deposition estimated by 0.5 mm precipitation sampling/analysis”, *Atmospheric Environment*. Vol. 43, pp. 4935-4939, (2009).
- [22] Luis E. Olcese y Beatriz M. Toselli, “Some aspects of air pollution in Córdoba, Argentina”, *Atmospheric Environment*. Vol. 36, pp. 299-306, (2002).

MODELO BASADO EN AGENTES PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CARBONO

Castesana¹, Paula S. y Puliafito^{1,2}, Salvador E.

1: Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional
Medrano 951. C.A.B.A.
E-mail: pcastesana@gmail.com

2: CONICET
Facultad Regional Mendoza/Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional,
E-mail: epuliafito@frm.utn.edu.ar

Resumen. *El aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera está incrementando el efecto invernadero adicional, trayendo consecuencias observables sobre el sistema climático. La dinámica poblacional y el crecimiento económico influyen directamente sobre el consumo de bienes, energía primaria, y por consiguiente, sobre las emisiones de CO₂. En este trabajo se presenta un modelo de crecimiento endógeno que simula la evolución de dichas emisiones utilizando como herramienta el Modelado Basado en Agentes (MBA). El MBA permitió describir el sistema como el resultado de la interacción de individuos, incluyendo variabilidad en los parámetros y el concepto de elección de comportamiento. Se obtuvieron resultados para la evolución del PBI/cápita, del consumo de energía primaria y de las emisiones de CO₂, como así también, del crecimiento demográfico y de distintos factores tecnológicos. Los mismos están en buen acuerdo con los datos históricos y con las proyecciones realizadas por diversas agencias internacionales.*

Palabras clave: Modelado basado en agentes, emisiones de CO₂, dinámica poblacional, indicadores tecnológicos.

1. INTRODUCCIÓN

El aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera debido a emisiones antrópicas generadas a partir del consumo de energía de fuentes fósiles está incrementando el efecto invernadero adicional, trayendo consecuencias observables sobre el sistema climático, como por ejemplo cambios en la temperatura global, variación de los patrones de lluvia y aumento del nivel del mar. 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. Las tasas de crecimiento demográfico han disminuido durante los últimos cincuenta años en la mayoría de los países del mundo [1], resultando a nivel global en una transición demográfica que enmascara en muchos sectores un envejecimiento de la población. Por un lado, las mejoras sociales y el cuidado de la salud resultan en una disminución de la mortalidad infantil y un incremento de la longevidad. Por otro lado, se observa en general 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]. En las sociedades que han ampliado su capital humano (niveles de educación elevados, mayor inversión en ciencia y tecnología, etc.), estas tendencias son más marcadas. Sin embargo, el mismo factor que ha contribuido al descenso de la fertilidad, ha elevado el nivel de educación de las personas jóvenes, acompañado de notables crecimientos de la productividad y los ingresos [4, 5]. Tanto el crecimiento poblacional y económico, como el nivel tecnológico alcanzado, son aspectos relevantes en la determinación del consumo energético y las emisiones de dióxido de carbono provenientes del consumo de combustibles fósiles [6, 7].

En este trabajo se simula la evolución de dichas emisiones a partir de un modelo de crecimiento endógeno, 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. 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 [8]. De esta manera se incluye variabilidad en los parámetros y el concepto de elección de comportamiento de los individuos, que de otra manera podrían implicar un gran costo computacional. A partir de ello, se obtuvieron resultados para la evolución del PBI/cápita, del consumo de energía primaria y de las emisiones de CO₂, como así también, del crecimiento demográfico y factores tecnológicos. Los mismos están en buen acuerdo con los datos históricos y con las proyecciones realizadas por diversas agencias internacionales [1, 9].

2. Metodología

2.1. Descripción general del modelo

Se construyó un modelo endógeno a partir del comportamiento de individuos para el período que abarca desde 1950 hasta 2100, usando MBA.

En cada inicialización del modelo se crean agentes que simulan individuos pertenecientes a diferentes familias o dinastías, en las cuales existe la transferencia intergeneracional de capital (herencia). Cada agente individual se crea con un conjunto de valores iniciales en sus parámetros, que son actualizados con cada incremento de tiempo (Δt) a través de una serie de instrucciones. Los individuos a su vez son diferenciados en 4 grupos según su edad cronológica, la cual se incrementa en 1 unidad por cada Δt : *Niños* (0 a 14 años), *Jóvenes* (15 a 49 años), *Adultos* (50 a 69 años) y *Ancianos* (≥ 70).

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, y consecuentemente, una dada tendencia a la *generación de CO₂* como resultado del *consumo de energía* necesario para realizar sus actividades. Los mismos tienen la capacidad de elegir sus propias opciones de reproducción y de desarrollo económico en función de las costumbres familiares, de las costumbres de los individuos de su misma generación, o simplemente al azar. Las acciones individuales se combinan (como una sociedad) en un total (a partir de la suma de las mismas) para el consumo de energía y las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

2.2. Módulo económico

Del análisis de datos [4, 10, 11] se observa que los niveles de inversión y de consumo de los individuos están relacionados con la *edad* de los mismos. Al representar gráficamente dicha relación, se observan curvas en forma de campana invertida las cuales llegan a un máximo en determinado momento de la vida de cada individuo, que depende a su vez del tipo de inversión o bien de consumo en cuestión, entre otras cosas. Es por ello que en este trabajo los niveles de consumo (*cons*), inversión en capital físico (*i_k*) e inversión en capital humano (*i_h*) de un individuo a lo largo de su vida, son representados a partir de campanas de Gauss, simbolizadas en lo que sigue como $f(t)$. Dado que el MBA utiliza funciones discretas, se adoptó la *edad* de cada agente como variable de tiempo, ya que la misma aumenta linealmente con cada Δt . Llamando $edad_i^{max}$ a la edad a la cual un individuo logra el valor máximo de cada variable representada por $f_i(t)$ (*cons*, *i_k* e *i_h*), y w al parámetro que regula el ancho de cada curva, $f_i(t)$ puede expresarse en forma discreta de la siguiente manera:

$$f_{i,t+1} = \left[1 + \left(\frac{edad_i^{max} - edad(t)}{w^2} \right) \right] \cdot f_{i,t} \quad (1)$$

La edad a la cual cada individuo alcanza el máximo en cada curva (valor de $edad_i^{max}$) depende de su propia elección, la cual realiza copiando la tendencia familiar y la tendencia de los individuos de su misma edad.

Cada individuo durante su niñez destina la mayor parte de su riqueza a la inversión en capital humano (educación y formación). A medida que crece irá incrementando las magnitudes del consumo, y de la inversión en ambos tipos de capital. En su juventud (desde los 15 hasta los 49) llegará al máximo nivel de inversión en capital humano [10], [11] a partir de cuándo comenzará a disminuir dicha inversión, mientras que seguirá aumentando los valores de consumo y de inversión en capital físico. En algún momento de su adultez (50 a 69 años), el agente llegará al máximo nivel de consumo y de inversión en capital físico disminuyendo luego su inversión. En su vejez (>70 años) si bien los valores correspondientes al consumo y a la inversión en capital físico serán superiores a la inversión en capital humano, presentará curvas decrecientes para las variables mencionadas (ver Figura 1).

Una vez establecido el mecanismo de evolución de dichas variables, en cada t todo agente obtendrá un nivel de producción (y) a partir de las magnitudes que ha dedicado al consumo, a la inversión en capital físico y/o a la inversión en capital humano:

$$y = cons + i_k + i_h \quad (2)$$

Asumiendo que el capital físico k y el capital humano h se deprecian a la misma tasa δ , sus niveles para un dado tiempo ($t+1$) quedan definidos por los valores en t , más lo invertido en capital físico y humano, menos lo perdido por la depreciación del capital:

$$k_{t+1} = i_k + k_t - \delta \cdot k_t = i_k + (1 - \delta) \cdot k_t \quad (3)$$

$$h_{t+1} = i_h + (1 - \delta) \cdot h_t \quad (4)$$

Una vez obtenidos los niveles de inversión para ambos tipos de capital, cada agente obtiene su nuevo nivel de producción y a través de la Ecuación 2, y sus niveles de capital físico k y humano h , a través de las Ecuaciones 3 y 4, respectivamente. Estos nuevos valores son utilizados por los agentes para elegir, para consumir y para invertir en el tiempo $t+1$. La suma de los niveles de producción y de todos los agentes representa el PBI (producto bruto interno) de la población obtenida, y el promedio de los mismos, el PBI/cápita.

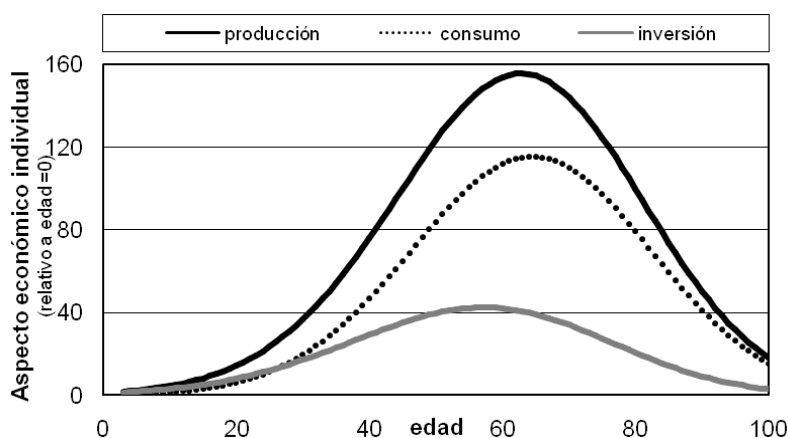


Figura 1: Producción, consumo e inversión de los agentes en función de su edad. Valores relativos a su edad = 0.

2.3. Módulo demográfico

Los individuos creados tienen la capacidad de reproducirse generando nuevos individuos pertenecientes a su propia familia. Una vez que un individuo ingresa en el grupo de los jóvenes (edad reproductiva), evalúa una determinada cantidad de parámetros con el fin de elegir el momento y la posibilidad de reproducción. Estos parámetros son: la edad mínima de reproducción, el tiempo mínimo entre 2 reproducciones sucesivas, y la cantidad

máxima de hijos que haya elegido tener. Los valores correspondientes a cada parámetro dependerán del nivel de capital humano de cada individuo, de manera que los individuos que elijan invertir gran parte de su tiempo (hasta edades mayores) en acumular dicho capital, tenderán a tener menor cantidad de hijos y a edades mayores que el resto de los agentes.

Cuando un individuo se reproduce, cede la mitad de su capital físico al nuevo agente, con el objetivo de lograr la independencia económica de ambos. De esta manera, el individuo nacido es considerado económicamente activo. El nuevo agente hereda también parte del capital humano del individuo progenitor, sin que este último pierda parte del propio. Al nuevo individuo (*edad* = 0) se le asigna además un nivel de consumo y de inversión inicial proporcional al de su familia. La relación entre el nivel de consumo e inversión de una familia y lo recibido por el nuevo individuo, se obtiene comparando el valor de cada variable en el momento de nacimiento, con respecto al valor de la misma variable a la edad media de reproducción de los agentes de esta familia. Los valores de cada variable correspondientes a las edades mencionadas se obtienen a partir de la curva de asignación $f_i(t)$ representada por la Ecuación 1.

El análisis de datos históricos [1] muestra que la expectativa de vida en las regiones más desarrolladas es mucho mayor a la de los países menos desarrollados económicamente, según la clasificación de la Organización de las Naciones Unidas (ONU). En el modelo, el valor correspondiente a la expectativa de vida de cada agente queda determinado al momento de su nacimiento. Con el objetivo de incluir variabilidades relacionadas con la influencia otro tipo variables que escapan al alcance de este trabajo, el valor correspondiente a la expectativa de vida de cada individuo es asignado en forma aleatoria a partir de una distribución normal. La media de dicha distribución resulta en valores mayores o menores según el nivel de capital humano acumulado por la familia del individuo, de manera que a mayor capital (respecto a los individuos de su misma edad), corresponde un mayor valor de media, o una distribución ubicada en mayores valores de expectativa de vida. De esta manera, 2 individuos con características similares compartirán un mismo rango de valores para su expectativa de vida, sin embargo a nivel individual, los valores específicos de dicho parámetro pueden ser distintos.

Una vez que el agente llega a una edad igual a su expectativa de vida, muere (deja de existir), dejando como herencia su capital físico, el cual es repartido en partes iguales entre todos los individuos vivos de su familia. De esta manera, se evita que dicho capital desaparezca, permitiendo su acumulación y su posible incorporación, en un futuro, en un balance de materiales y recursos.

El número de familias permanece constante, mientras que el número de individuos varía de acuerdo al número de agentes que sobreviven en cada período. De esta manera, para cada t la población p es igual al número de agentes vivos.

2.4. Módulo ambiental

Como consecuencia de su actividad, los agentes consumen energía y generan emisiones. A nivel global, tanto el consumo de energía primaria como las emisiones de carbono

muestran un comportamiento vinculado al PBI/cápita y al crecimiento de la población, como así también a distintos indicadores tecnológicos. Estas relaciones pueden ser expresadas en forma multiplicativa de la siguiente manera [12–15]:

$$e = y \cdot (e/y) \quad (5)$$

Donde e es el consumo anual global de combustibles fósiles, y e/y es el factor de intensidad energética, es decir, la cantidad de energía consumida por cada unidad de producto bruto generado. De esta manera el consumo de energía de cada agente queda determinado por su nivel de producción actual y por la intensidad energética con la que generó dicha producción. Los datos históricos [16], [17] muestran una mejora constante en la intensidad energética global, que se traduce en un ahorro de energía por unidad de producción. Dicha mejora se puede relacionar con el uso de tecnologías cada vez más eficientes, lo cual está directamente relacionado con los niveles de inversión en I+D, o en este trabajo, con el capital humano.

Las emisiones de carbono c producidas por cada agente a partir del consumo de energía, pueden ser expresadas como sigue:

$$c = y \cdot (e/y) \cdot (c/e) \quad (6)$$

El factor c/e representa el índice de carbonización, o la cantidad de CO₂ emitido a la atmósfera por cada unidad de energía consumida. Dicho factor está fuertemente relacionado con las fuentes de energía utilizadas y el factor de emisión de cada una. Se observa que en la actualidad, países con economías fuertes y altos porcentajes de uso de energía nuclear o hidráulica presentan valores de índice de carbonización muy favorables, y en el otro extremo, se observan sectores con economías emergentes y altos porcentajes de uso de carbón (combustible con un factor de emisión superior al medio de los combustibles fósiles), los cuales muestran tendencias muy desfavorables [18].

De acuerdo a lo descripto, el valor adoptado por cada agente para el factor de intensidad energética y para el índice de carbonización, dependerá principalmente del nivel de capital humano de cada uno. De esta manera los individuos que tengan mayores niveles de dicho capital (respecto a los individuos de su misma edad) consumirán energía y generarán emisiones de manera más eficiente.

A partir de la suma del consumo energético de todos los agentes vivos se obtiene el consumo global de energía, y a partir de la suma de las emisiones generadas por cada uno de ellos, se obtienen las emisiones totales de CO₂ de origen antropogénico.

2.5. Condiciones iniciales

Se asumió como condición inicial un estado de equilibrio capaz de representar la distribución de la riqueza, y la distribución de la población en función de esta última, similares a las del año 1950. A partir de ello y reproduciendo dichas distribuciones, se crearon 20 familias con un nivel de riqueza media familiar determinado. Dentro de cada familia se reprodujo la distribución etaria de 1950, creando de esta manera una cantidad

determinada de niños, jóvenes, adultos y ancianos. A cada individuo creado se le asignó una edad en forma aleatoria dentro del rango correspondiente a su grupo etario. Luego, a cada uno se le asignó un valor inicial de riqueza (o producción) en forma proporcional a la riqueza media inicial de su familia, guardando relación con su edad. A partir de ello, los valores y proporciones correspondientes al capital humano, capital físico, inversión y consumo de cada agente fueron asignados a partir de la literatura existente [19].

Los valores iniciales correspondientes a los indicadores tecnológicos fueron asignados en función del nivel de capital humano inicial de cada individuo, de manera que los individuos con mayores niveles de capital humano utilicen valores de indicadores tecnológicos similares a los observados en 1950 para las regiones más desarrolladas, y los individuos con niveles menores utilicen indicadores tecnológicos similares a los observados en 1950 para los países menos desarrollados.

A su vez, con el objetivo de lograr la estabilización de las condiciones iniciales, se agregó un tiempo de spin-up en el comienzo de cada ejecución.

3. RESULTADOS

Se realizaron 40 corridas del modelo, y se presentan los promedios de los resultados obtenidos ante las diferentes inicializaciones. Los resultados han sido normalizados al año 1950, con el fin de prescindir de unidades y mostrar variaciones relativas observadas y proyectadas en relación a dicho año.

La Figura 2 muestra los valores obtenidos para la población mundial, en comparación con datos históricos y proyecciones [1]. La Figura 3 muestra los resultados para el PBI/cápita, junto con los datos históricos del mismo a nivel mundial [16]. En las Figura 4 y 5 se representan los resultados obtenidos para el factor de intensidad energética y para el índice de carbonización, respectivamente, en comparación con los datos históricos mundiales [16, 17]. Por último, las Figura 6 y 7 muestran los resultados obtenidos para el consumo global de energía y para las emisiones de CO₂ a la atmósfera, respectivamente, en comparación con los datos históricos y con distintos escenarios propuestos por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) [9, 17].

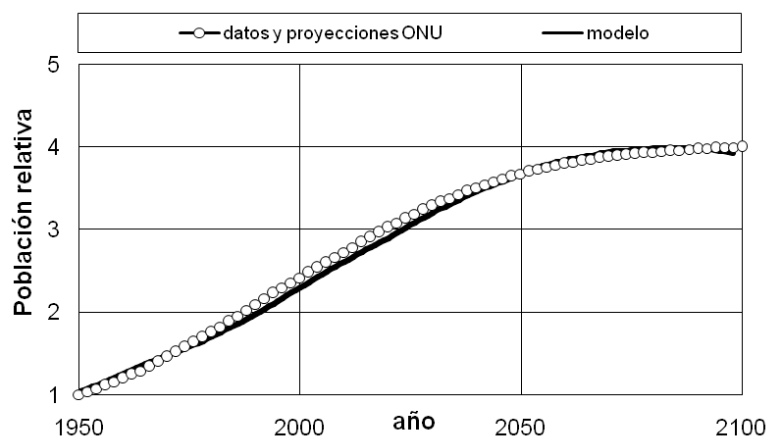


Figura 2: Población mundial (relativa a 1950).

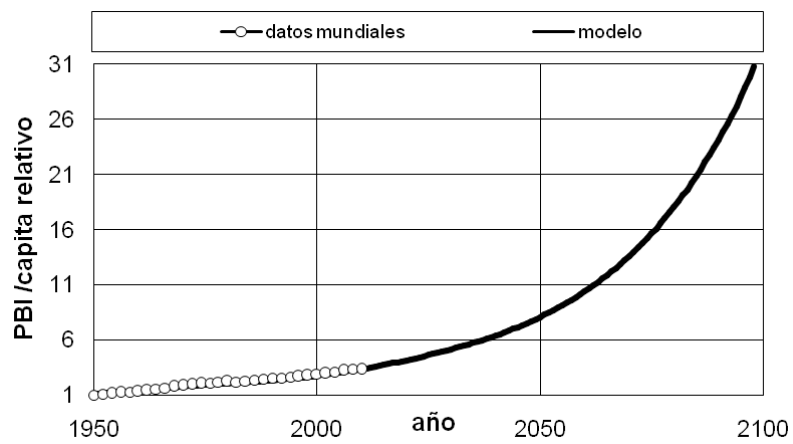


Figura 3: PBI/cápita (relativo a 1950).

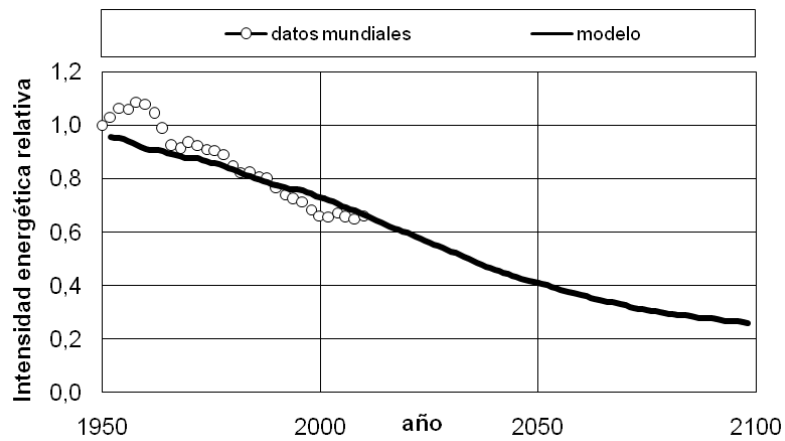


Figura 4: Factor de intensidad energética en (relativo a 1950).

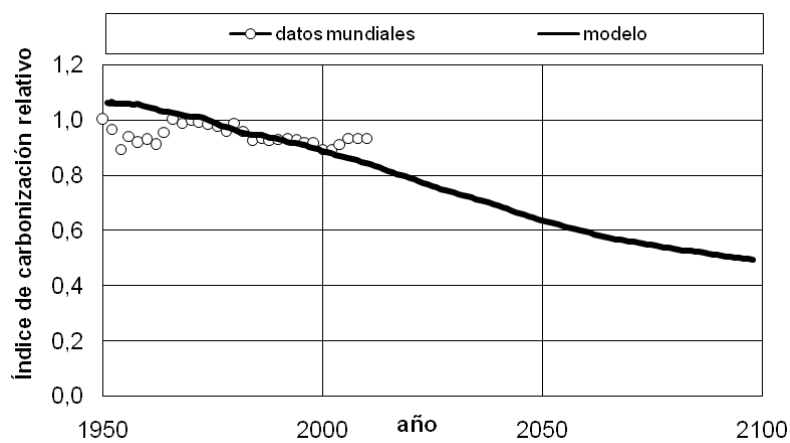


Figura 5: Índice de carbonización (relativo a 1950).

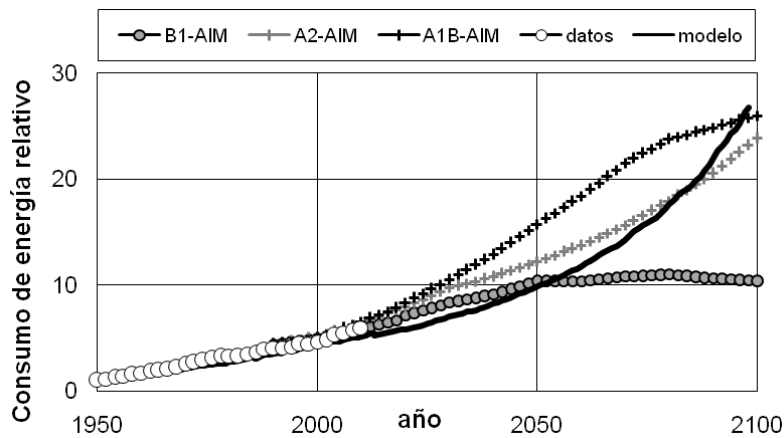
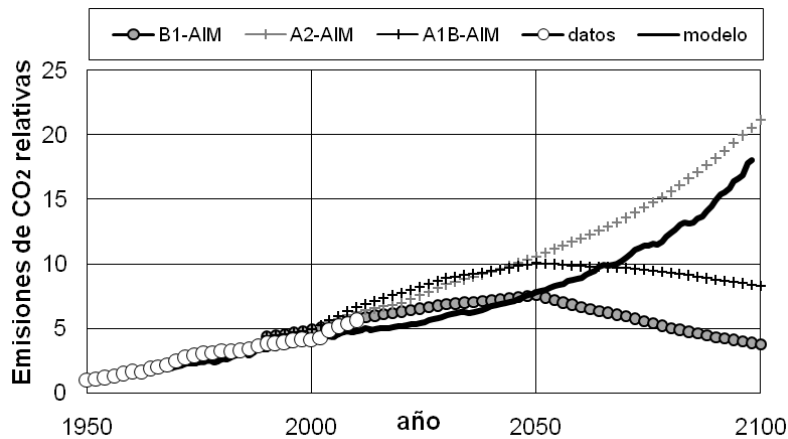


Figura 6: Consumo de energía (relativo a 1950).

Figura 7: Emisiones de CO₂ (relativas a 1950).

4. CONCLUSIONES

Se utilizó el Modelado Basado en Agentes para generar un modelo de crecimiento endógeno que simula la evolución de las emisiones de CO₂ a partir de la dinámica poblacional y del crecimiento económico. Se obtuvieron resultados para la evolución del PBI/cápita, del consumo de energía primaria y de las emisiones de CO₂, como así también, del crecimiento demográfico y factores tecnológicos. Se observa que los mismos están en buen acuerdo con los datos históricos y con las proyecciones realizadas por diversas agencias internacionales.

La utilización del paradigma de simulación MBA permitió describir dichas variables como el resultado de la interacción de individuos con una determinada edad, capacidad de reproducción, supervivencia, tendencia al consumo y a la inversión en capital físico y

humano. A su vez, se incluyó de forma sencilla el concepto de elección de comportamiento o toma de decisiones de los individuos y variabilidades en los parámetros, que de otra manera hubiesen resultado de un gran costo computacional. Trabajar con MBA permitió ajustar un modelo demográfico y económico capaz de representar entornos y condiciones necesarios para lograr distintos escenarios futuros. El estudio de dichas condiciones, el análisis de sensibilidad frente a perturbaciones de las mismas, y las proyecciones de las emisiones obtenidas a partir de la aplicación del modelo resultante, nos indicarán las medidas y esfuerzos necesarios para producir una estabilización o reducción efectiva de las emisiones antrópicas de CO₂.

5. REFERENCIAS

- [1] United Nations, “Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat. World Population Prospects: The 2010 Revision,” [available at www.un.org/esa/population/unpop.htm], (2010).
- [2] R. Willis, “A new approach to the economic theory of fertility behavior,” *Journal of Political Economy*, vol. 81, no. 2, pp. S14–S64, (1973).
- [3] G. Becker and H. Lewis, “On the interaction between the quantity and quality of children,” *Journal of Political Economy*, vol. 81, no. 2, pp. S279–S288, (1973).
- [4] R. Lee and A. Mason, “Some macroeconomic aspects of global population aging,” *Demography*, vol. 47 Suppl, pp. S151–S172, (2010).
- [5] C. Day and S. Dowrick, “Ageing economics: human capital, productivity and fertility,” *Agenda*, vol. 11, no. 1, pp. 3–20, (2004).
- [6] A. Richmond and R. Kaufmann, “Is there a turning point in the relationship between income and energy use and/or carbon emissions?,” *Ecological Economics*, vol. 56, no. 2, pp. 176–189, (2006).
- [7] B. Huang, M. Hwang, and C. Yang, “Causal relationship between energy consumption and GDP growth revisited: A dynamic panel data approach,” *Ecological Economics*, vol. 67, no. 1, pp. 41–54, (2008).
- [8] B. Edmonds, “The use of models - Making MABS more informative,” *Multi Agent Based Simulation*, vol. 1979, no. 1979, pp. 15–32, (2001).
- [9] N. Nakicenovic, et. al. *IPCC Special Report on Emissions Scenarios (SRES)*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2000, p. 595.

- [10] ENGH, “Encuesta Nacional de Gastos de los Hogares 1996/97. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Argentina,” [available at <http://www.indec.gov.ar>], (1997).
- [11] ONS, “Office for National Statistics. Adapted from data from the Office for National Statistics licensed under the Open Government Licence v.1.0., United Kingdom,” [available at <http://www.ons.gov.uk/ons/datasets-and-tables/index.html>], (2011).
- [12] J. Canadell, C. Le Quéré, M. Raupach, C. Field, E. Buitenhuis, P. Ciais, T. Conway, N. Gillett, R. Houghton, and G. Marland, “Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks,” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 104, no. 47, pp. 18866–18870, (2007).
- [13] M. Raupach, J. Canadell, and C. Le Quéré, “Anthropogenic and biophysical contributions to increasing atmospheric CO₂ growth rate and airborne fraction,” *Biogeosciences*, vol. 5, no. 6, pp. 1601–1613, (2008).
- [14] E. Puliafito and P. Castesana, “Influencia del crecimiento económico y poblacional en el balance del ciclo de carbono,” *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, vol. 13, pp. 25–32, (2009).
- [15] E. Puliafito, J. Puliafito, and M. Conte Grand, “Modeling population dynamics and economic growth as competing species: An application to CO₂ global emissions,” *Ecological Economics*, vol. 65, no. 3, pp. 602–615, (2008).
- [16] World Bank, “World Bank database. World Development Indicators (WDI) and Global Development Finance (GDF), Washington (D.C.), U.S.A.,” [available at <http://databank.worldbank.org/>], (2011).
- [17] British Petroleum, “British Petroleum Statistical Review of World Energy June 2012, London, United Kingdom,” [available at www.bp.com/statisticalreview], (2012).
- [18] P. Castesana and E. Puliafito, “Influencia de la dinámica poblacional sobre las emisiones de carbono. Análisis de indicadores tecnológicos,” *Revista Proyecciones*, vol. 9, no. 1, pp. 11–24, (2011).
- [19] R. Barro and X. Sala-i-Martin, “Two-sector models of endogenous growth (with special attention to the role of human capital),” in *Economic Growth*, Second Ed., Cambridge, Mass., U.S.A.: The MIT Press, pp. 239–284, (2004).

TRÁFICO Y MEDIOAMBIENTE: OPTIMIZACIÓN DE REDES DE TRANSPORTE URBANO

Dominguez^{1,2}, Patricia N. y Cortínez^{1,2,3}, Víctor H.

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada
Facultad Regional Bahía Blanca
Universidad Tecnológica Nacional
11 de Abril 461, 8000 Bahía Blanca
e-mail: vcortine@frbb.utn.edu.ar

2: Departamento de Ingeniería
Universidad Nacional del Sur
Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca
e-mail: pdoming@uns.edu.ar

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

Resumen. *La expansión de las ciudades trae aparejada la continua modificación de la red de transporte, tarea que requiere importantes inversiones. Por esta razón y teniendo en cuenta que el tráfico sigue siendo la principal causa de contaminación urbana, antes de tomar decisiones en este sentido, es necesario predecir tanto el comportamiento futuro de la red como el consecuente impacto ambiental. Asimismo, el diseño de las nuevas redes de transporte, o la modificación de las existentes, es un proceso complejo que, además de involucrar aspectos técnicos, económicos y ambientales, debe compatibilizar los objetivos sociales y los particulares de los conductores. En este trabajo se presenta una revisión de las investigaciones realizadas por los autores sobre la utilización de la optimización matemática como medio para lograr el mejor diseño que contemple dichos intereses y cumpla simultáneamente con las restricciones de costo y medioambientales impuestas. El modelo incluye un programa de optimización no lineal para resolver el problema de diseño, un modelo continuo-discreto de tráfico urbano, y conocidos modelos de predicción de nivel sonoro y contaminación atmosférica. Se utiliza el algoritmo de Recocido Simulado para resolver el problema de optimización y el método de Elementos Finitos en la solución de los problemas de asignación de tráfico y de contaminación.*

Palabras clave: Optimización, Contaminación urbana, Tráfico, Asignación, MEF, Recocido Simulado.

1. INTRODUCCIÓN

El tráfico urbano es el principal responsable de la contaminación acústica y atmosférica en las grandes ciudades. Los vehículos emiten ruido y contaminantes gaseosos y particulados de acuerdo a las características y composición del parque automotor y de las condiciones de circulación.

Estas emisiones se dispersan en la atmósfera de acuerdo a las condiciones ambientales, fundamentalmente viento y temperatura, y a la fisonomía de la ciudad: ancho de calles, altura de edificaciones, obstáculos, etc.

Tanto el nivel sonoro como la concentración de contaminantes pueden medirse directamente mediante los instrumentos adecuados para tal fin. Sin embargo, cuando es necesario estimarlos, por ejemplo para la evaluación del impacto ambiental de proyectos de ampliación o modificación de la red vial, es preciso recurrir a modelos matemáticos capaces de representar adecuadamente dichos procesos de emisión y dispersión de acuerdo a las características del tráfico.

La estimación de los valores que definen tales características –flujo vehicular y tiempos de viaje- se realiza mediante modelos de asignación de tráfico, tal como el que se expone en la sección 2.1, a partir del conocimiento de la tasa de viajes entre diferentes puntos de la ciudad y de la disponibilidad vial.

La relación entre los modelos de tráfico urbano y los de contaminación se muestra en la Figura 1.

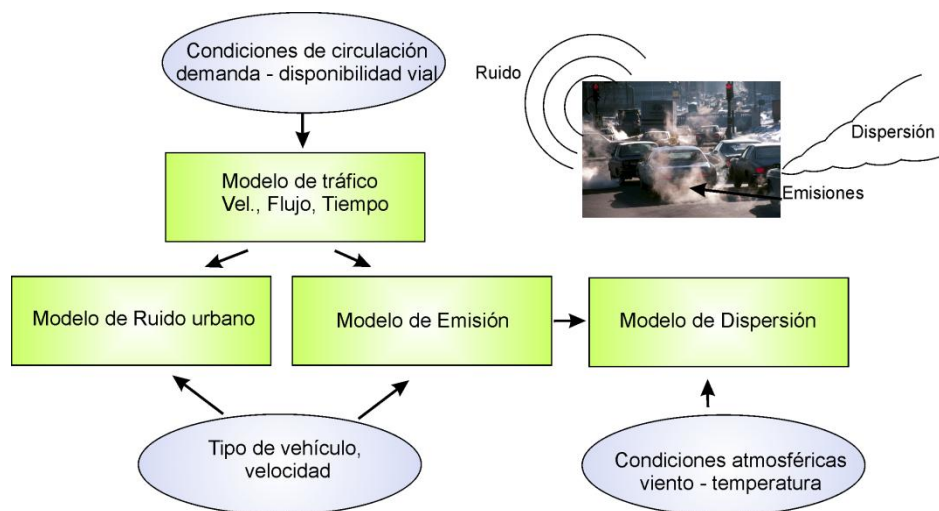


Figura 1: Relaciones entre los modelos de tráfico y de contaminación atmosférica y acústica.

Entre los primeros trabajos que abordan el problema de contaminación debida al tráfico urbano y realizan un llamado de atención sobre el tema están los de Guldman y Kim [1] y el de Nagurney [2]. En este último, la autora demuestra, que las llamadas “mejoras” a la red de transporte pueden resultar en aumento de las emisiones totales generadas, y determina que es imprescindible tener en cuenta la topología de la red, la estructura de costos y la estructura de

la demanda de viajes en cualquier sistema de políticas dirigidas hacia la reducción de las emisiones debidas a los vehículos de motor.

Más recientemente, algunos aspectos del problema de la contaminación atmosférica debida al tránsito vehicular, fue tratado por otros autores [3, 4, 5]. Sin embargo, tales trabajos no abarcan la problemática en su conjunto y debido a las costosas inversiones que requieren las modificaciones de la estructura vial, se hace imprescindible un cuidadoso análisis de las numerosas alternativas y sus impactos en la comunidad, antes de tomar decisiones.

En el proceso de diseño de una nueva red o de modificación de la existente, se deben tener en cuenta tanto los intereses de la sociedad en su conjunto como los intereses particulares de los usuarios, que suelen ser contrapuestos. Es decir, un usuario de la red de tráfico, como ciudadano puede pretender el menor nivel posible de contaminación y sin embargo, como conductor, buscará minimizar su tiempo de viaje sin considerar el efecto sobre el medioambiente.

Cuando las modificaciones son menores o dependen de pocas variables puede resultar suficiente simular la nueva situación calculando directamente el nuevo estado de equilibrio de la red con las modificaciones propuestas. Sin embargo, cuando las variables que intervienen en el proceso –de diseño, económicas, ambientales, etc.- aumentan, es necesario recurrir a otras técnicas para evaluar las posibles alternativas y obtener la mejor configuración, es decir para lograr el diseño óptimo.

En este tema se ha trabajado intensamente en los últimos años y en tal sentido resultan interesantes los trabajos de Poorzahedy y Rouhani [6] y Babazadeh et al. [7] en los cuales se plantea el diseño óptimo de redes de tráfico sujeto a restricciones de costo y de diseño. Sin embargo, en los mismos no se consideran los efectos ambientales.

Con la idea de considerar en el diseño óptimo de redes de transporte urbano todos los aspectos mencionados y la de minimizar tiempos de cálculo, en este trabajo se presenta una formulación basada en la optimización del tiempo de viaje de todos los usuarios de la red, sujeta a restricciones de costo y ambientales. En especial, se hace uso de un modelo continuo-discreto de tráfico urbano.

En la siguiente sección se formula el problema de diseño óptimo y se detallan los modelos involucrados en el mismo: asignación de tráfico, ruido urbano y contaminación atmosférica. En la sección 3 se presentan los métodos utilizados para resolver dicho problema, luego, en la sección 4, se muestra un ejemplo numérico de aplicación y finalmente, en la sección 5, se exponen las conclusiones y futuras líneas de investigación.

2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

La finalidad del diseño óptimo de una red de tráfico es lograr un tránsito fluido que minimice el tiempo de permanencia en la red de todos los usuarios de la misma, es decir que todos los conductores logren el menor tiempo de viaje entre los puntos de origen y destino de los mismos (pares origen-destino). El logro de este objetivo general –no excluyente- que se denomina “estado óptimo del sistema” se corresponde con el denominado segundo principio de Wardrop [8] enunciado a mediados del siglo pasado.

Para lograr dicho objetivo se dispone de una serie de características de diseño que es

posible variar hasta obtenerlo, por ejemplo, la capacidad de las arterias, la velocidad máxima de circulación o los tiempos de los semáforos. Tales variables se seleccionan dentro de un cierto rango de valores preestablecidos que cumplen determinadas condiciones.

Asimismo, el proyecto debe cumplir simultáneamente con otro tipo de limitaciones, tales como un monto máximo de inversión y/o mantenimiento (restricción económica) y el respeto de determinados niveles permisibles de contaminación, tanto acústica como atmosférica, una vez que la nueva red vial esté en operación.

Fundamentalmente, además de las restricciones mencionadas, en el diseño de una red de transporte es necesario tener en cuenta, como ya se mencionó, el comportamiento de los usuarios de la misma, descrito por el primer principio de Wardrop [8]. Tal principio dice que, entre todos los caminos posibles que unen un punto de origen con uno de destino, un conductor elegirá aquel que minimice su tiempo de viaje. No tener en cuenta este comportamiento individualista de los usuarios podría llevar a resultados no esperados e incluso contrarios a los buscados (Paradoja de Braess [9]). La solución que cumple con este principio se denomina “equilibrio de usuario” (EU) [10].

El problema de diseño óptimo sujeto a las restricciones mencionadas, requiere la utilización de modelos matemáticos y computacionales debido a la enorme cantidad de variables que intervienen. Formalmente tal problema puede definirse como un problema de optimización de la siguiente manera:

$$\min F(\mathbf{x}^*, \mathbf{h}) \quad (1)$$

s.a.

$$M_j(\mathbf{x}^*, \mathbf{h}) \geq B_j \quad j = 1, 2, \dots, J \quad (2)$$

$$\mathbf{x}^* \in \Lambda(\mathbf{h}, \mathbf{x}) \quad (3)$$

donde F y \mathbf{h} son la función objetivo y el conjunto de variables de diseño respectivamente, \mathbf{x}^* es la solución del problema de asignación de tráfico Λ y M es el conjunto de restricciones ya mencionadas cuyos límites están determinados por B .

En el problema de asignación de tráfico el conjunto de variables \mathbf{x} puede corresponder a flujos en los tramos de las calles (formulación primal del EU) o a tiempos de viaje entre puntos de origen y destino (formulación dual). Por otra parte, tal problema puede formularse, de manera discreta o continua de acuerdo a la forma de abstracción de los elementos físicos de la vialidad –caminos, calles, cruces, etc.- y a la representación del movimiento de los objetos –vehículos, personas, bienes- a través de los mismos.

En el cuadro de la Figura 2 se detalla el problema de diseño óptimo de un sistema de transporte donde coexisten una red de autopistas y un sistema de calles comunes de acuerdo al modelo de tráfico detallado en la sección 2.1.

En este caso la función $F(\mathbf{h})$ corresponde a la minimización del tiempo de viaje de todos los usuarios de la red. El problema está sujeto a restricciones del conjunto de variables de diseño (\mathbf{h}), restricciones económicas (Cc) en el costo de construcción, y restricciones

ambientales en cuanto al nivel máximo de concentración de contaminantes (C) y al nivel sonoro (L_{eq}). Simultáneamente, la solución debe cumplir con la condición de equilibrio de usuario de la red que se obtiene mediante el modelo de asignación de tráfico (Λ) que se detalla en la sección 2.1 y cuyas ecuaciones se muestran en la Figura 4.

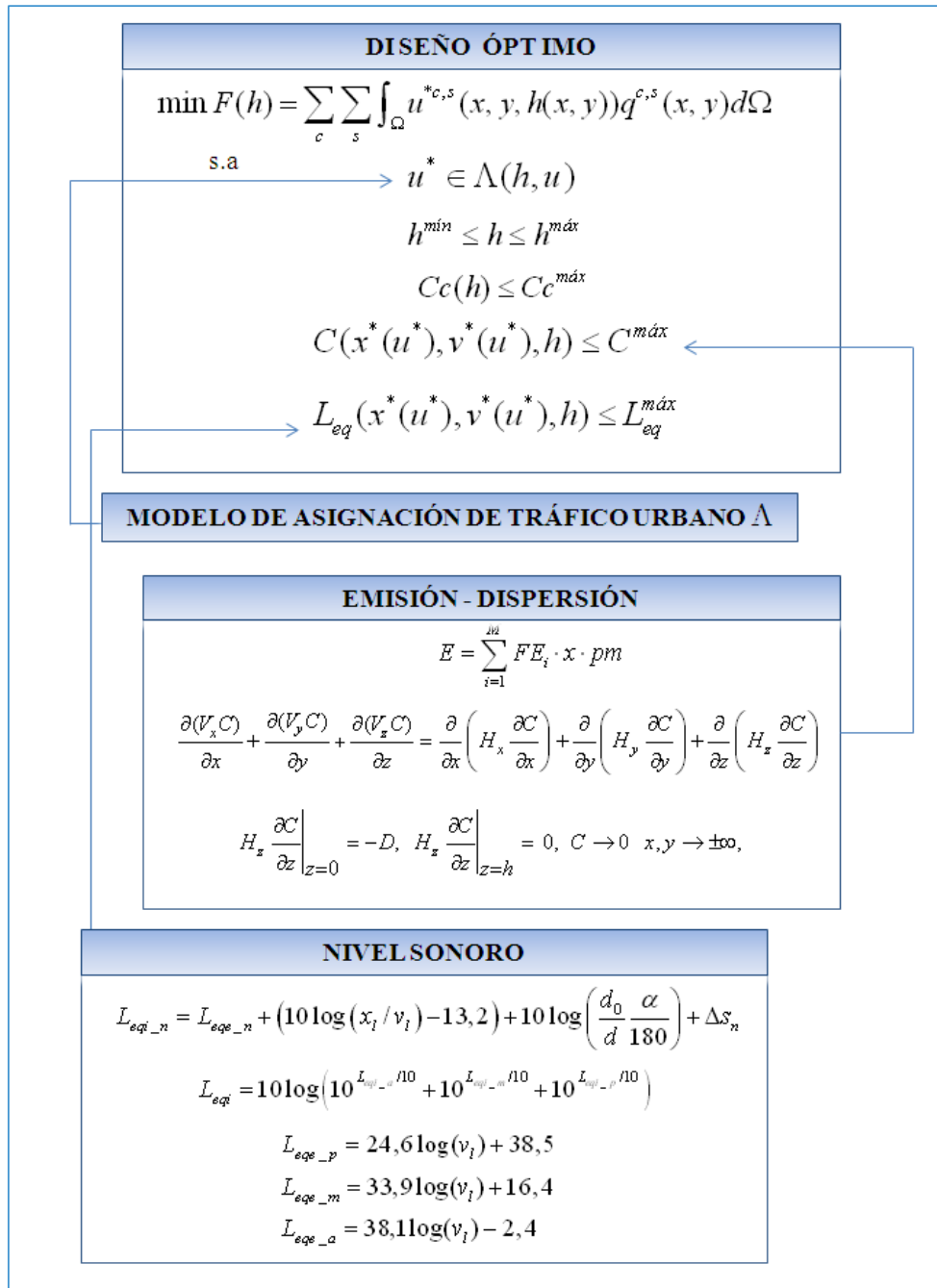


Figura 2: Diseño óptimo de una red de autopistas.

2.1. Modelo espacial continuo-discreto de tráfico urbano

En los **modelos discretos** tradicionales la red de tráfico se representa mediante un grafo dirigido $G(N,A)$ donde N es un conjunto de nodos (intersecciones, puntos de origen o destino de viajes, cambio en las condiciones de circulación) y A un conjunto de arcos (tramos de vía entre nodos). Asimismo, los arcos tienen asociadas funciones que permiten calcular el tiempo de viaje a través de ellos. Éstas son funciones crecientes del flujo vehicular en el arco que tienen un valor mínimo denominado tiempo a flujo libre t_{a_0} y que corresponde al tiempo requerido para recorrer el arco cuando no existe congestión. La expresión empírica de tal función depende de varios parámetros que consideran características específicas del arco, tales como el tipo de calle, la cantidad de carriles, la pendiente, el tipo de semaforización, la capacidad máxima, etc. Una de las funciones más conocidas es la función BPR desarrollada por el departamento de Transporte de Estados Unidos [11], cuya expresión es la siguiente:

$$t_a = t_{a_0} \left(1 + \alpha_a \left(x_a / C_a \right)^{\varphi_a} \right) \quad (4)$$

En esta función C_a representa la capacidad del arco, medida en vehículos/ hora, α_a y φ_a son coeficientes que tienen en cuenta las características específicas de la arteria considerada y x_a es el flujo en el arco.

Por otra parte, en los **modelos continuos**, a partir de la idea de que las características del tráfico sufren variaciones pequeñas entre puntos cercanos dentro de la ciudad comparadas con las del sistema entero, las mismas -al igual que las características de la demanda de viajes- se puede formular mediante funciones continuas [12, 13, 14].

Actualmente, en la mayoría de las grandes ciudades los sistemas de transporte consisten en una red de autopistas superpuesta a un sistema denso de calles comunes. En las rampas de acceso, los viajeros pueden optar por ingresar al sistema de autopistas para bajar en algún otro punto o continuar su camino por las calles de la ciudad.

El sistema de autopistas constituye una red troncal en el ordenamiento del tráfico urbano. Yang et al. [15] propusieron una representación continua-discreta de la red de estos sistemas de transporte urbanos, donde se modela la red de autopistas de la manera tradicional discreta y las calles menores se representan como un sistema espacial continuo, estando ambos sistemas conectados en un número limitado de puntos de acceso a las autopistas. En tal representación se basan luego los modelos de otros autores tales como el propuesto por Wong et al.[16] y el desarrollado por Dominguez y Cortínez [17, 18, 19].

Este enfoque mixto tiene varios puntos a favor [20]. Por un lado, el número de enlaces de autopistas en una ciudad es generalmente limitado en comparación con las decenas de miles de calles locales, de modo que la red de autopistas de por sí, es un grafo bien definido de un tamaño manejable por los modelos convencionales. Por otro lado, el enfoque continuo se adapta para el modelado a gran escala de la densa red local de las calles comunes mejor que el enfoque discreto ya que por la forma de resolución (Elementos Finitos) reduce el tamaño del problema al independizar la cantidad de puntos de resolución, del tamaño físico de la red [21]. Asimismo, la estimación precisa de las características de las miles de calles resulta

extremadamente difícil, y como resultado, el enfoque discreto que pretende modelar la red en detalle puede llegar a ser menos preciso que un buen enfoque continuo. Otra ventaja que tiene este modelo es que en general, los administradores de la red tienen más interés en el flujo de tráfico en las autopistas que en las calles secundarias.

El **modelo mixto continuo-discreto** que se presenta brevemente a continuación fue desarrollado con anterioridad por los autores [17] pudiéndose consultar el trabajo citado en las referencias para mayores detalles.

La idea central de dicho modelo es que durante el intervalo de estudio se cumple el primer principio de Wardrop, de manera tal que el tiempo de viajes desde cualquier punto de la ciudad hasta su destino es el mínimo. Particularmente, en los puntos de acceso a las autopistas, el tiempo de viaje a través de las mismas o por las calles comunes es el mismo. Las autopistas se modelan de manera discreta y las calles de la ciudad de manera continua.

Para desarrollar el **modelo continuo** se considera la ciudad como una región Ω en la cual la tasa de viajes $q^{c,s}$ hacia cada centro s y para clase de usuario c , se genera de manera distribuida en la superficie de la misma. Se asume asimismo que la ciudad está delimitada por un borde exterior Γ_0 a través del cual no ingresan ni egresan vehículos (Figura 3), o donde se conoce el flujo vehicular que lo atraviesa.

Se divide el dominio completo de la ciudad Ω en M celdas de área $L_x L_y$, donde las longitudes L_x y L_y son pequeñas con respecto a las dimensiones de la ciudad y se supone que en el área que se examina existe un sistema de calles paralelas de tal manera que para cada calle en una dirección y sentido, existe otra en igual dirección y sentido contrario.

Se asume que el tiempo de viaje desde cualquier localización (x, y) de la ciudad hasta el punto de destino s , para determinada clase de usuario c se puede calcular mediante una función potencial continua $u^{c,s}(x, y)$, de manera que el tiempo de viaje en un determinado arco a se puede obtener mediante la diferencia entre los valores de dicha función calculados en los extremos del arco, es decir:

$$t_a^{c,s} = -\Delta u^{c,s} \square - \frac{\partial u^{c,s}}{\partial s} l_a = -l_a \left(\frac{\partial u^{c,s}}{\partial x} \cos \gamma_a + \frac{\partial u^{c,s}}{\partial y} \sen \gamma_a \right) \quad (5)$$

A partir de la formulación dual del tradicional modelo discreto [17], donde las incógnitas son los tiempos de viaje, aplicando cálculo variacional y como un paso al límite, se llega a la formulación del sistema continuo.

Cuando el sistema continuo interactúa con el sistema discreto de las autopistas, el modelo general se expresa mediante un sistema de ecuaciones diferenciales (calles comunes) con sus correspondientes condiciones de borde, acoplado a un sistema de ecuaciones algebraicas (autopistas) que cumplen condiciones de continuidad en los puntos de encuentro. En la Figura 4 se muestran las ecuaciones completas de tal modelo general para el caso de diferentes puntos de destino s y diversas clases de usuarios c .

Como se puede apreciar, en tales ecuaciones los coeficientes $k_x^{c,s}$, $k_y^{c,s}$ y $k_{xy}^{c,s}$ son función del flujo vehicular $x_a^{c,s}$ (calculado a partir de la inversión de la ecuación (4) expresada para este

caso general) y del tiempo de viaje $t_a^{c,s}$ en los arcos de la red que se obtiene de la ecuación (5). Por otra parte, $U_j^{c,s}$ corresponde al tiempo de viaje desde el acceso J hasta el destino s para la clase de usuario c y $Q_j^{c,s}$ a la cantidad de vehículos que ingresan a la autopista por dicho acceso. λ_{IJ} vale 1 si el flujo va de I hacia J y vale -1 si va desde J hacia I (Figura 3).

Cabe destacar que el modelo mixto continuo-discreto presentado permite considerar la demanda variable. En tal caso $q^{c,s}(x, y) = D^{c,s}(u(x, y), x, y)$, donde $D^{c,s}(u(x, y), x, y)$ es una función decreciente capaz de reflejar el comportamiento elástico de la demanda.

El problema se puede resolver utilizando el método de Elementos Finitos, el cual requiere una nueva discretización del dominio. Entonces, cabe preguntarse ¿cuál es la ventaja de este tipo de modelación?. La respuesta es que, en el problema original, la cantidad de nodos y arcos de la red crece acorde al crecimiento de la ciudad, mientras que en la solución por elementos finitos, la cantidad de incógnitas se corresponde con la cantidad de nodos de la malla que es independiente de la representación física de la red.

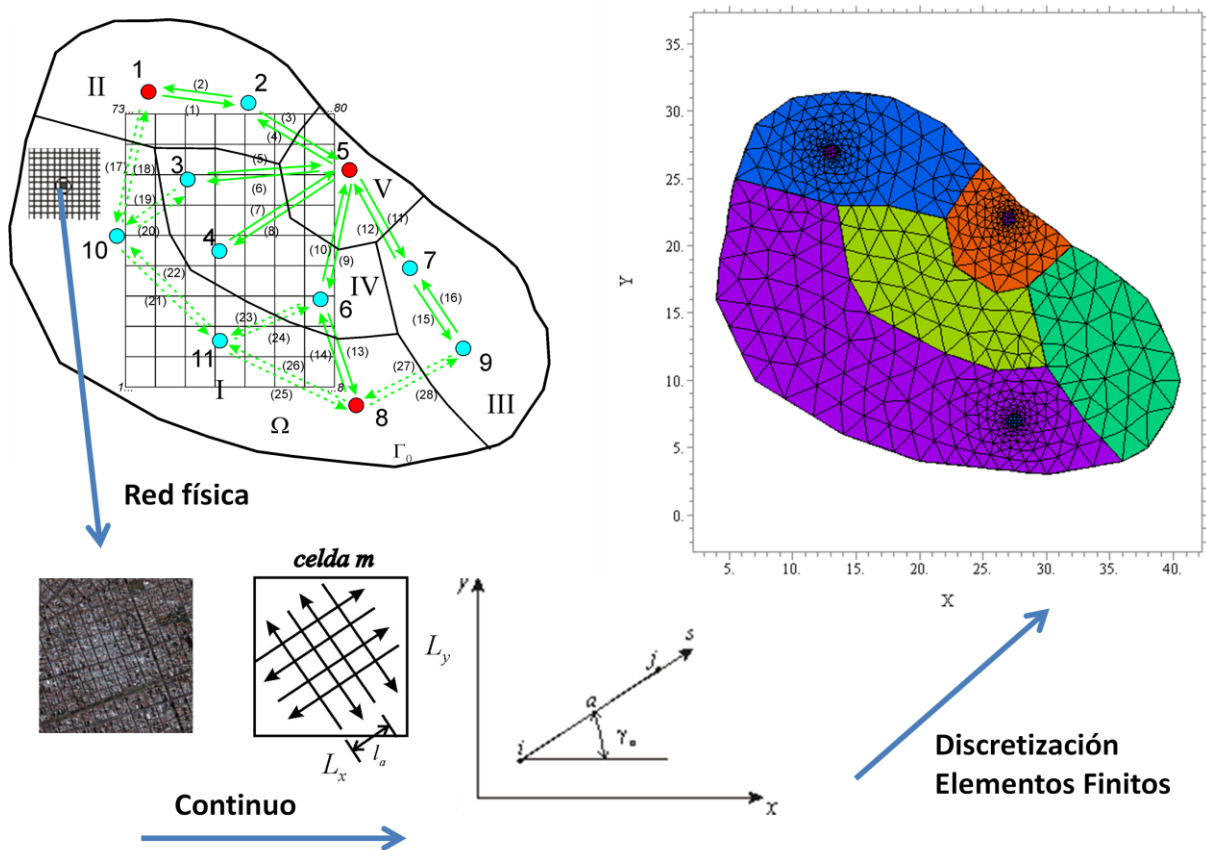


Figura 3: características del modelo continuo.

Modelo de Asignación de tráfico urbano Λ

➔ **Sistema continuo**

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial x} + k_{xy}^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_{xy}^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial x} + k_y^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial y} \right) + q^{c,s} - \sum_{r=1}^N Q_r^{c,s} \delta(x - x_r^{c,s}) = 0$$

$\forall (x,y) \in \Omega, \forall r \in R, \forall s \in S, \forall c \in C$

donde

$$k_x^{c,s} = \sum_{a \in m} \frac{x_a^{c,s} l_a^2 \cos^2 \gamma_a}{t_a^{c,s} L_x L_y} \quad k_y^{c,s} = \sum_{a \in m} \frac{x_a^{c,s} l_a^2 \sin^2 \gamma_a}{t_a^{c,s} L_x L_y} \quad k_{xy}^{c,s} = \sum_{a \in m} \frac{x_a^{c,s} l_a^2 \cos \gamma_a \sin \gamma_a}{t_a^{c,s} L_x L_y}$$

En el borde externo de la ciudad:

$$f_x^{c,s} n_x + f_y^{c,s} n_y = \hat{f}_n^{c,s}$$

Particularmente:

$$f_x^{c,s} n_x + f_y^{c,s} n_y = 0$$

con:

$$f_x^{c,s} = - \left(k_x^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial x} + k_{xy}^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial y} \right) \quad f_y^{c,s} = - \left(k_{xy}^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial x} + k_y^{c,s} \frac{\partial u^{c,s}}{\partial y} \right)$$

En los puntos de destino:

$$u^{c,s}(x_s, y_s) = \hat{u}^{c,s} \quad \text{o} \quad u^{c,s}(x_s, y_s) = 0$$

➔ **Sistema discreto**

$$Q_J^{c,s} = \sum_I \lambda_{IJ} x_I^{c,s} (U_I^{c,s}, U_J^{c,s}) \quad \forall J \in R$$

➔ En los **puntos de encuentro** del sistema discreto con el sistema continuo:

$$U_J^{c,s} = u^{c,s}(x_J, y_J)$$

Figura 4: Modelo continuo-discreto de asignación de tráfico.

2.2. Modelo de ruido urbano

Un modelo de ruido de tráfico urbano debe ser capaz de predecir el nivel sonoro continuo equivalente L_{eq} o algún otro indicador acústico [22] en relación a parámetros elegidos que se puedan obtener con relativa facilidad. Estos parámetros son usualmente el flujo y la composición del tráfico vehicular, la potencia acústica de las diferentes categorías de

vehículos (autos, camiones, colectivos, motos), la velocidad de circulación y las características de las calles.

Estos modelos semiempíricos derivan de una formulación teórica que considera un conjunto de vehículos en movimiento y llegan a una fórmula con parámetros que permiten ajustar el modelo utilizando datos medidos de flujo y nivel sonoro. Tales modelos predictivos se han utilizado y verificado en diversas ciudades del mundo. En este sentido se pueden nombrar los trabajos de Gaja Díaz, E. [23] en España, Gonzalez, A. [24] en Montevideo, Sommerhoff et al. [25] en Chile y Cortínez et al. [26] en Argentina, entre otros. Este último modelo fue utilizado por Cortínez y Dominguez [27], conjuntamente con el modelo continuo de tráfico desarrollado también por los autores [21] para la evaluación del impacto acústico producido por la incorporación de un centro de atracción de viajes. Muchos de estos modelos han sido implementados en programas computacionales comerciales, por ejemplo MITHRA, SoundPLAN, NOISEMAP, etc.

A los efectos de ilustrar acerca de las características generales de tales modelos, en la Figura 2 se describe el modelo desarrollado por la Administración General de Carreteras de los Estados Unidos para determinar el ruido originado por el tránsito en las autopistas, el "Federal Highway Administration's Traffic Noise Model" [28].

Como se puede observar el nivel sonoro depende del flujo de cada categoría vehicular x_i , de la velocidad de circulación v_i , de la distancia entre vehículos y observador d , de las características geométricas de las vías α y de los obstáculos y tipo de terreno Δs .

2.3. Modelo de contaminación atmosférica

Los vehículos emiten contaminantes a través de sus escapes, cuyas cantidades E (Figura 2) pueden calcularse en función de factores de emisión FE [29] -que dependen del tipo de vehículo, velocidad de circulación, combustible, etc., de la proporción pm de cada categoría vehicular M y del flujo total x estimado por el modelo de tráfico.

En este campo se destacan los aportes de Ntziachristos y Samaras [30] autores del programa COPERT [31] y Ntziachristos et al. [32, 33] en los que se basa la redacción de la guía de la agencia europea de medioambiente [29]. Asimismo existen otros programas de aplicación para calcular emisiones, entre ellos Mobile 6 [34] de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) en Estados Unidos, y MODEM [35] en Chile.

Una vez emitidos, tales contaminantes se dispersan siguiendo leyes físicas en función de las características climáticas. La concentración media C de determinada sustancia se puede estimar mediante la ecuación de transporte (Figura 2) donde V_x, V_y, V_z son las velocidades medias del viento según las direcciones x, y, z , respectivamente y H_x, H_y, H_z corresponden a los coeficientes de dispersión turbulenta en las mismas direcciones. Para resolver esta ecuación es necesario conocer las condiciones de contorno del problema detalladas en el mismo cuadro y las formas funcionales de la velocidad del viento. Formas simplificadas de tal ecuación de acuerdo a distribuciones gaussianas pueden consultarse en los trabajos de Puliafito [36, 37] y Venegas y Mazzeo [38].

3. SOLUCIÓN COMPUTACIONAL DEL PROBLEMA

El esquema general de la solución del problema de diseño óptimo se muestra en la Figura 5. La optimización puede resolverse con técnicas heurísticas tal como el método de Recocido Simulado, mientras que tanto el problema de asignación de viajes como los modelos de contaminación expresados en ecuaciones diferenciales pueden resolverse mediante el método de Elementos Finitos.

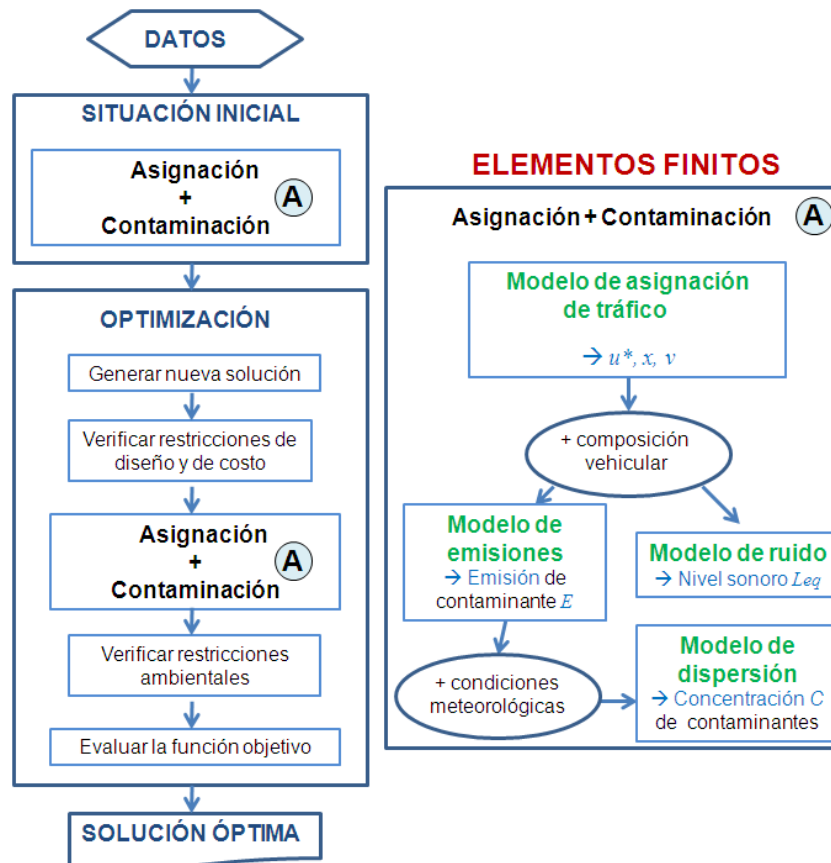


Figura 5: Esquema general del problema de diseño óptimo.

4. EJEMPLO NUMÉRICO

El ejemplo que se presenta a continuación para ilustrar la utilización del modelo propuesto es parte del presentado en el trabajo ya mencionado [17], de manera tal que se puede recurrir al mismo para mayores detalles.

Se estudia una ciudad de aproximadamente 710 km² tal como la de la Figura 3 dividida en 5 zonas de diferentes características viales y de generación de viajes (Tabla 1). En la ciudad existe una red de autopistas, marcadas con trazo lleno, cuya función fundamentalmente es mantener el tráfico fluido hacia el centro de la misma (nodo 5).

Zona	Q ₁ (viajes/km ²)	Q ₅ (viajes/km ²)	Q ₈ (viajes/km ²)	C ₁ -C ₂ (veh/h)	V ₁ -V ₂ (km/h)	γ ₁ - γ ₂
I	100	120	100	600-600	50-50	0-90
II	80	100	80	500-500	50-50	0-90
III	80	100	80	500-500	50-50	0-90
IV	60	80	60	500-500	40-40	45-135
V	80	50	80	450-450	40-40	45-135

Tabla 1: Características de las zonas de la ciudad.

Se estudia el comportamiento de la red en una hora pico de la mañana cuando el flujo vehicular originado en los hogares se dirige hacia los centros 1, 5 y 8. Se considera además, un flujo de 10000 vehículos/hora que ingresan desde el norte por el nodo 1 y se dirigen hacia el nodo 8 en el sur. La misma cantidad de vehículos cruzan la ciudad de sur a norte ingresando por el nodo 8 con destino al nodo 1. Se asume asimismo que existe un flujo residual que no se dirige hacia ninguno de estos destinos equivalente a un tercio de la capacidad de las calles. Para el cálculo del tiempo de recorrido del arco en las calles de la ciudad se adoptan $\alpha_a = 0,15$ y $\varphi_a = 4$ y para las autopistas $\alpha_i = 0,85$ y $\varphi_i = 5$. La velocidad máxima permitida en las autopistas es de 120 km/h, la capacidad de los tramos 1 a 12 es de 7500 vehículos/hora y la de los tramos 13 a 16 es de 5000 vehículos/hora. Se asume que el 70% de los vehículos que transitan por la ciudad son autos nafteros, el 20% son automóviles gasoleros y el 10% restante son vehículos pesados gasoleros.

Para el cálculo de la concentración de CO se asume estabilidad atmosférica clase C, con viento en la dirección NO-SE a 3 m/s medido a 10 m de altura. Se adopta una capa de mezcla de 1 km de altura y un perfil logarítmico de velocidad de acuerdo a la siguiente expresión $V = (u/0,4)(\ln(z/z_0) + (1 - (1 - 22z/(L_m))^{1/4}))$ donde la velocidad de corte $u = 1,106$ m/s, el coeficiente de rugosidad $z_0 = 2$ m y la longitud de Monin-Obukov $L_m = -50$ m. El coeficiente de dispersión turbulenta en la dirección vertical se calcula con la expresión $H_z = 0,4u(z + z_0)/(1 - (1 - 22z/(L_m))^{-1/4})$ y para los correspondientes coeficientes en la dirección del viento y la dirección perpendicular al mismo se adopta el doble del valor anterior. Con estos datos se determina la situación original de la red de transporte y para comparar este estado con el correspondiente a la configuración óptima se establecen 80 puntos de control dentro de la ciudad, formando una grilla de 8 por 10 puntos (Figura 3).

Para evitar el tráfico pasante de norte a sur y viceversa en las calles de la ciudad y fundamentalmente disminuir el tiempo de viaje entre los nodos 1 y 8 se prevé la construcción de nuevos tramos de autopistas (líneas discontinuas en la Figura 3) y dos accesos principales (10 y 11). La capacidad de cada carril a construir es de 2500 veh/h y se estima que el costo de construcción es de un millón de pesos por carril y kilómetro.

Restricciones: límite máximo de costo de construcción \$390 millones, $L_{eq} \leq 78$ dBA en las calles y concentración de CO menor a 1 mg/m³ en los puntos de control.

Solución: construcción de 3 carriles en los tramos 19, 20, 23, 24 y 4 carriles en el resto. Costo de construcción: \$381 millones. Función objetivo: 127470 (original: 164020).

En las Figuras 6 y 7 se muestran, simplemente a título ilustrativo, el tiempo de viaje desde los puntos de acceso a las autopistas hasta el nodo 1 y el flujo vehicular en los puntos más comprometidos de la red, correspondientes a la situación original y al diseño óptimo.

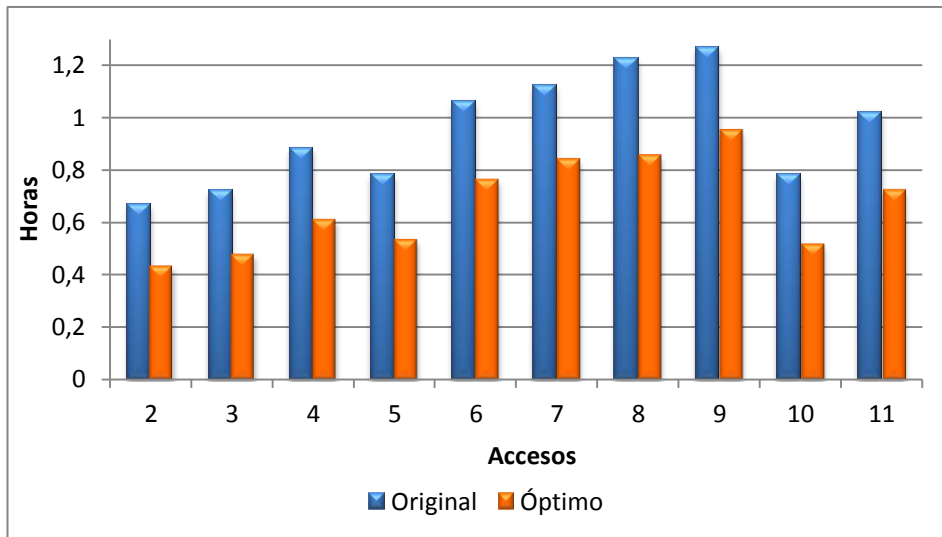


Figura 6: Tiempo de viaje hasta el nodo 1.

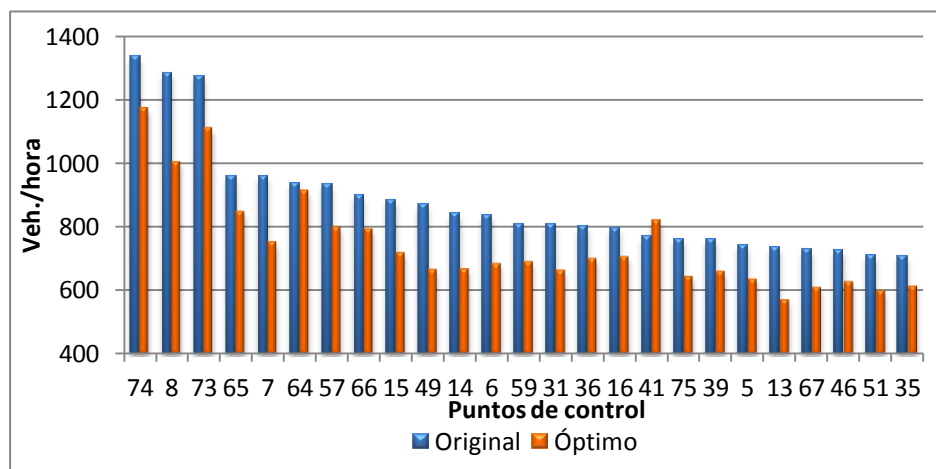


Figura 7: Flujo vehicular en puntos de control significativos de la ciudad.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha presentado una reseña de las investigaciones realizadas por los autores sobre la aplicación de la optimización matemática como instrumento para lograr el diseño óptimo de redes de transporte urbano. El modelo desarrollado contempla la superposición de una red de autopistas a un sistema denso de calles urbanas. El enfoque, además de considerar

restricciones de diseño de costo y ambientales cumple con el equilibrio de usuario de Wardrop en la asignación de viajes a la red.

El modelo de tráfico se formula mediante un sistema de ecuaciones diferenciales de difusión anisótropa no lineal y un conjunto de ecuaciones algebraicas que se resuelven, en forma simultánea, mediante el método de Elementos Finitos. Tal modelo permite obtener en forma detallada el flujo vehicular, la velocidad de circulación y el tiempo de recorrido de cada tramo de las autopistas y de las calles de la ciudad. Con estos valores, mediante modelos de contaminación urbana, acústica y atmosférica, se estiman los niveles de ruido y concentración de contaminantes en cualquier punto de la ciudad para evaluar el cumplimiento de las restricciones medioambientales. El problema de optimización no lineal se resuelve utilizando el algoritmo de Recocido Simulado.

Cabe destacar que un modelo integrado de tránsito y contaminación permite fijar distintos objetivos y manejar diferentes variables a fin de explorar configuraciones eficientes a la hora de tomar decisiones. Tales objetivos pueden ser por ejemplo, minimizar la concentración de contaminantes o el ruido en determinadas áreas, maximizar el ingreso por peaje, optimizar la ubicación de nuevos emprendimientos, etc. Asimismo, es posible trabajar sobre diferentes variables, tales como la velocidad máxima de circulación o el tiempo de verde de los semáforos. Futuros trabajos están orientados en este sentido, como así también a la exploración de nuevos modelos de tráfico que permitan reducir los tiempos de cálculo en grandes redes y la consideración de aspectos no estacionarios del tráfico urbano.

6. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es parte del proyecto “Modelos Matemáticos en Ingeniería Ambiental: Problemas Directos e Inversos” (Director: Dr. Víctor H. Cortínez, Secyt, Universidad Tecnológica Nacional). Asimismo forma parte del trabajo de tesis desarrollado por Patricia N. Dominguez, bajo la dirección de V. H. Cortínez, para obtener el título de Dr. en Ingeniería en el Departamento de Ingeniería de la Universidad Nacional del Sur.

REFERENCIAS

- [1] Guldmann, J. y Kim, W., “Urban transportation network design, traffic allocation and air quality control: an integrated optimization approach”, *36th European Congress, European Regional Science Association*, (1996).
- [2] Nagurney, A., “Congested Urban Transportation Networks and Emission Paradoxes”, *Transportation Research Part D*, Vol. 5, pp.145-151, (2000)
- [3] Zhang, Y., Lv, J. y Ying, Q., “Traffic assignment considering air quality”, *Transportation Research Part D*, Vol. 15, pp.497-502, (2010).
- [4] Tang, U. y Wang, Z., “Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: Results from a modelling system”, *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22, pp.1750-1764, (2007).
- [5] Jie, H., Zhiguo, Q., Chihang, Z. y Xiangtai, B., “Simulations of pollutant dispersion at toll plazas using three-dimensional CFD models”, *Transportation Research Part D*, Vol. 14, pp. 557-566, (2009).
- [6] Poorzahedy, H. y Rouhani, O., “Hybrid meta-heuristic algorithms for solving network design problem”, *European Journal of Operational Research*, Vol. 182, pp. 578-596, (2007).

- [7] Babazadeh, A., Poorzahedy, H. y Nikoosokhan, S., "Application of particle swarm optimization to transportation network design problem", *Journal of King Saud University Science*, Vol. 23, pp. 293-300, (2011).
- [8] Wardrop, J. G. "Some Theoretical Aspects of Road", *Traffic Research Proceeding, Institution of Civil Engineers* II (1), pp. 325-378, (1952).
- [9] Braes, D., Nagurney, A. y Wakolbinger, T., "On a Paradox of Traffic Planning, Translation of the original D. Braess paper from German to English", *Transportation Science*. Vol. 39:4, pp 446-450, (2005).
- [10] Sheffi, Y., *Urban transportation networks: Equilibrium analysis with mathematical programming methods*, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632, (1984).
- [11] U.S. Bureau of Public Roads. *Traffic assignment Manual*. U.S. Department of Commerce, Washington D.C., (1964).
- [12] Sasaki, T., Iida, Y., Yang, H., "User equilibrium traffic assignment by continuum approximation of network flow". 11th *International Symposium of Transportation and Traffic Theory*, Yokohama, Japan, pp. 233-252, (1990).
- [13] Ho, H.; Wong, S.; Loo, B. "A continuous traffic equilibrium model with multiple user classes". *Journal of the Eastern Asia Society for Transportation Studies* 5, (2003).
- [14] Ho, H. y Wong, S., "Two dimensional continuum modeling approach to transportation problems". *Journal of Transportation Systems Engineering and Information Technology* 6, 53-72, (2006).
- [15] Yang, H., Yagar, S. and Iida, Y. "Traffic assignment in a congested discrete/continuous transportation system". *Transportation Research Part B*, Vol. 28, pp. 161-174, (1994).
- [16] Wong, S., Du, Y., Ho, H., Sun, "A simultaneous optimization formulation of a discrete/continuous transportation system". *Workshop on Theory and Practice of Transportation Science*, China, (2002).
- [17] Domínguez, P. y Cortínez, V. "Un Nuevo Modelo Continuo-Discreto para el Estudio del Tráfico Urbano con Autopistas". *Mecánica Computacional*, ISSN 1666-6070 Vol. XXX, pp. 3543-3560, (2011).
- [18] Domínguez, P. y Cortínez, V., "Un modelo combinado continuo-discreto para el diseño de autopistas. Impacto ambiental". III *Congreso de Matemática Aplicada, Computacional e Industrial*, MACI (3), pp. 347-350, (2011).
- [19] Domínguez, P. y Cortínez, V., "Un modelo continuo-discreto de tráfico urbano para el estudio de impacto ambiental". XVII *Congreso Panamericano de Ingeniería de Tránsito, Transporte y Logística PANAM 2012*, Santiago de Chile (2012).
- [20] Guo, X. y Liu, H. "A day-to-day Dynamic Model in Discrete/Continuum Transportation Networks", *Journal of the Transportation Research Board*, ISSN: 0361-1981, <http://dx.doi.org/10.3141/2263-08>, (2012).
- [21] Cortínez, V. y Domínguez, P. "Un modelo de difusión anisótropa para el estudio del tráfico urbano". *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, Vol. 29(1), pp. 1-11, (2013).
- [22] Gerges S. y Arenas J. *Fundamentos y control del ruido y vibraciones*. NR Editora, Florianópolis, Brasil, 1^{era} edición, (2004).
- [23] Gaja Díaz, E., *Contribución al estudio de un modelo matemático sobre el ruido emitido por el tráfico urbano y los niveles de molestia en el municipio de Valencia*. Tesis doctoral ETS11-UPV, España, (1984).
- [24] González, A., *Contaminación sonora en ambiente urbano: optimización del tiempo de muestreo en Montevideo y desarrollo de un modelo predictivo en un entorno atípico*. Tesis

- doctoral, Montevideo, Uruguay, (2000).
- [25] Sommerhoff, J., Recuero M., y Suárez E. "Relationship between loudness perception and noise indices in Valdivia, Chile". *Applied Acoustics*, 67, pp.892-900, (2006).
- [26] Cortínez, V., Stoklas, C., Girón, P., Azzurro, A., Ercoli L., "Modelos de predicción de ruido de tránsito para la ciudad de Bahía Blanca, Argentina" Proc. V *Congreso Iberoamericano de Acústica*, Santiago de Chile, (2006).
- [27] Cortínez, V. y Dominguez, P. "Un modelo de difusión anisótropa de tráfico urbano: Impacto Acústico". *Contaminación atmosférica e hídrica en Argentina*, pp. 103-112, http://sicyt.scyt.rec.utn.edu.ar/scyt/proimca/LIBRO_PROIMCA_2011.pdf, (2011).
- [28] FHWA TNM[®]. Federal Highway Administration's Traffic Noise Model, Version 2.5. http://www.fhwa.dot.gov/environment/noise/traffic_noise_model/tnm_v25/, (2012).
- [29] EMEP/CORINAIR (2009), <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>, (2009).
- [30] Ntziachristos, L. y Samaras, Z., "Speed Dependent Representative Emission Factors of Catalyst Passenger Cars and Influencing Parameters". *Atmospheric Environment*, Vol. 34, pp.4611-4619, (2000).
- [31] Ntziachristos, L. y Samaras, Z., "COPERT III Computer program to calculate emissions from road transport". *European Environment Agency*, Technical Report 49, (2000).
- [32] Ntziachristos, L., Tzourou, P. M., Samaras, Z., Geivanidis, S., Andrias, A. "National and central estimates for air emissions from road transport". Technical Report 74:60, *European Environment Agency*, Copenhagen, Denmark, (2002).
- [33] Ntziachristos, L., Mellios, G., Fontaras, G., Gkeivanidis, S., Kousoulidou, M., Gkatzoflias, D., Papageorgiou, Th., Kouridis, Ch. *Updates of the Guidebook Chapter on Road Transport*. LAT Report No 0706:63, (2007).
- [34] Mobile 6, <http://www.epa.gov/oms/mobile.htm>, (2010).
- [35] MODEM, <http://www.sectra.gob.cl>, (2010).
- [36] Puliafito, S., "A GIS model for urban quality análisis", *Mecánica Computacional*, Vol. XXIII, pp. 1787-1806, (2004).
- [37] Puliafito S., "Emissions and air concentrations of pollutant for urban area sources", *Mecánica Computacional*, Vol. XXIV, pp. 1389-1408, (2005).
- [38] Venegas, L. y Mazzeo, N., "Modelling of urban background pollution in Buenos Aires city (Argentina)", *Environmental Modelling & Software*, Vol. 21, pp. 577-586, (2006).
- [39] FlexPDE[®]. www.pdesolutions.com.
- [40] Dominguez, P. y Cortínez, V. "Un método continuo-discreto para el diseño óptimo de sistemas de transporte urbano", *Mecánica Computacional*, ISSN 1666-6070 Vol. XXXI, pp. 3335-3355, (2012).
- [41] Matlab[®] 7.5.0 (R2007b). The Mathworks Inc., (2007).

DISPERSIÓN DE PM10 GENERADO POR EL TRÁFICO VEHICULAR EN CIUDAD UNIVERSITARIA, CÓRDOBA CAPITAL

Diez, Sebastián C.; Fonseca, José M.; Piccioni, Martín N. y Britch, Javier

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. *El Gran Córdoba tiene una población de 1.6 millones de habitantes y un parque automotor que ronda los 700 mil vehículos, los cuales son los responsables de la liberación de CO, CO₂, NO_x, Material Particulado, SO₂ y COVs entre otros. En este trabajo se presenta el modelado de la dispersión de PM10 en Ciudad Universitaria (CU), seleccionado como caso de estudio dado que más de 120 mil personas que trabajan o estudian diariamente allí. Además circulan por esta zona más de 100 mil vehículos al día generando una exposición considerable a los contaminantes emitidos por el transporte y los vehículos particulares. Para ello fue utilizado el modelo CAL3QHCR, recurriendo al uso de factores de emisión determinados para el Gran Bs. As., dado no se cuenta con dicha información para Córdoba. La actividad vehicular fue cuantificada en horario pico para generar una estimación conservadora, caracterizando la red de calles y avenidas circundantes a CU, y utilizando datos de meteorología medidos in situ. También se cuantificó la concentración de material particulado durante un mes utilizando dos muestreadores de bajo caudal. Los resultados obtenidos indican que la concentración en el receptor máximamente expuesto supera los niveles guía propuestos por la OMS.*

Palabras clave: Material Particulado, PM10, Emisiones Vehiculares, Dispersión.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad más del 50% de la población mundial vive en zonas urbanas, de la cual aproximadamente un quinto (esencialmente en los países en desarrollo), se hallan expuestos a niveles de concentraciones de material particulado (PM) superiores a los valores aceptables [1-2]. Una de las causas principales es el tráfico vehicular, el cual emite decenas de sustancias a la atmosfera, producto no solo de la combustión, sino también proveniente de la fricción interna y externa producida en el movimiento del vehículo (metales, polímeros, silicatos, etc). Si bien las tecnologías empleadas actualmente hacen que estos emitan cada vez menos sustancias peligrosas, el crecimiento

exponencial de automóviles en la calle ha contribuido a que las emisiones de este tipo continúen siendo uno de los factores más importantes en cuanto a la contaminación atmosférica [3], generando el aumento de enfermedades respiratorias, la disminución de la productividad y la desvalorización artística y cultural del área contaminada [4]. En Sudamérica y particularmente en Argentina, en los últimos años ha habido una gran expansión de la flota vehicular. Según datos de la Asociación de Fábricas Argentinas de Componentes (AFAC) en 1990 el parque automotor contaba con aprox. 2.2 millones de unidades, llegando en 2004 a los 6.3 millones. Esta cifra alcanzó en 2012 a los 9.4 millones, lo que representa un incremento superior al 400% respecto de 1990 [5]. La Ciudad de Córdoba no ha sido la excepción a dicho fenómeno, registrando desde 2002 a la fecha un aumento del parque vehicular en aprox. un 85%. A principios de 2012 en Córdoba Capital había registrados más de 650 mil vehículos, a los cuales hay que agregar más de 57 mil que ingresan diariamente a la ciudad desde localidades aledañas, haciendo un aproximado de 700 mil vehículos circulando por la capital provincial [6]. La zona bajo estudio corresponde a la Ciudad Universitaria de Córdoba, la cual se encuentra en un predio de 1100 hectáreas, situada geográficamente al centro-sur de la ciudad. Esta zona es de particular importancia debido a que por ella circulan más 100 mil vehículos al día, ya sea para realizar actividades inherentes a la vida universitaria o al utilizar las grandes arterias que circundan la CU para ingresar/egresar desde/hacia la ciudad. Esta particularidad hace que quienes trabajan o estudian en la CU (más de 120.000 personas diariamente), se hallen expuestas a contaminantes potencialmente dañinos a la salud.

Para la toma de decisiones y/o acciones de control es necesario poder establecer las relaciones de causalidad, adquiriendo información detallada sobre las actividades que provocan el deterioro de la calidad ambiental y los efectos potenciales a la salud. Para ello se recurre a herramientas como el modelado de la dispersión de contaminantes y el monitoreo de los mismos. Ambas actividades si bien son complementarias entre sí, la complejidad técnica y principalmente los costos relacionados al monitoreo, atentan contra su desarrollo en países como el nuestro. Por otra parte, el modelado de la dispersión permite predecir con cierto grado de certidumbre las concentraciones del contaminante de interés. El modelado se realiza utilizando descripciones matemáticas que intentan caracterizar los procesos atmosféricos responsables de dispersar las sustancias emitidas por una fuente determinada. Para ello es necesario disponer de las características de las fuentes emisoras, ubicación, tipos de emisiones, combustibles, régimen de funcionamiento, condiciones meteorológicas, topografía, la ubicación relativa de los potenciales receptores, entre otros.

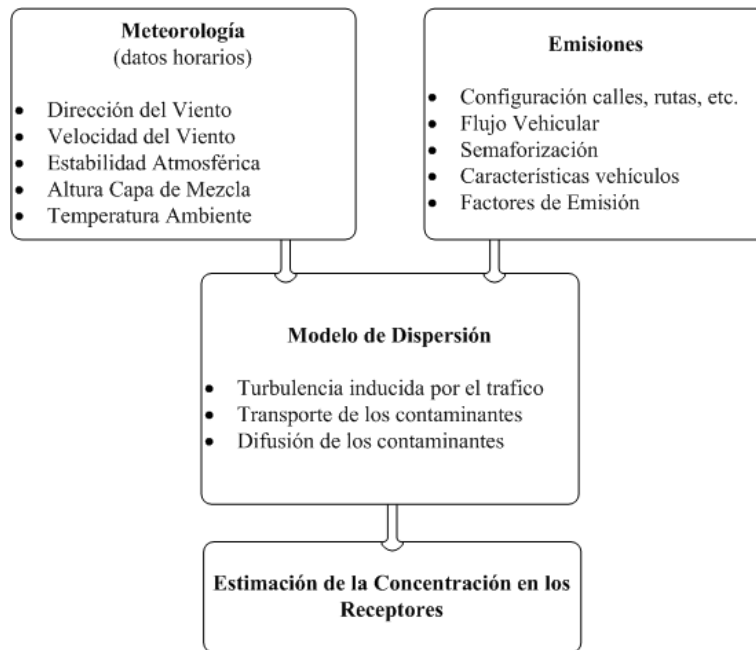


Figura 1. Modelo conceptual del modelado de fuentes móviles.

Se pretende entonces, realizar una primera aproximación a la problemática planteada, utilizando como herramienta de estudio al modelado de la dispersión de los contaminantes, específicamente del material particulado PM10 emitido por las fuentes vehiculares.

2. CAL3QHCR

El modelo computacional CAL3QHCR [7], es un modelo de distribución libre y gratuita y al cual se puede acceder en forma on-line. CAL3QHCR es el modelo “preferido” de la EPA [8] junto al modelo AERMOD para la caracterización de la dispersión de contaminantes de fuentes móviles. CAL3QHCR es un modelo del tipo gaussiano, el cual supone que la concentración del contaminante a sotavento puede ser representada por una distribución bi-gaussiana [9]:

$$C(x,y,z,h_e) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot u_s} \cdot e^{-0.5 \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2} \cdot \left[e^{-0.5 \cdot \left(\frac{z-h_e}{\sigma_z}\right)^2} + e^{-0.5 \cdot \left(\frac{z+h_e}{\sigma_z}\right)^2} \right] \quad (1)$$

donde:

C: concentración del contaminante [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

x: distancia del receptor a sotavento [m]

y: distancia del receptor, perpendicular al eje de simetría de la pluma [m]

z : altura del receptor [m]

Q : tasa de emisión del contaminante [$\mu\text{g/s}$]

u_s : velocidad del viento a la altura de la emisión [m/s]

h_e : altura efectiva de la chimenea [m]

σ_y, σ_z : coeficientes de dispersión lateral y vertical

Las suposiciones fundamentales del modelo gaussiano son [10]:

- la emisión del contaminante desde la fuente tiene lugar de manera continua y la tasa de emisión no varía en el tiempo.
- durante el transporte de los contaminantes desde la fuente hasta el receptor, la masa emitida desde la fuente permanece en la atmósfera, es decir que no existe remoción de material.
- las condiciones meteorológicas persisten sin cambio en el tiempo, al menos durante el periodo de tiempo en que el material viaja desde la fuente al receptor.
- los perfiles de concentración promediados en el tiempo a cualquier distancia perpendicular al trayecto de la pluma, tanto vertical como horizontal, se hallan bien representados por distribuciones gaussianas.

CAL3QHCR utiliza al modelo gaussiano como base para simular las denominadas “fuentes de línea”, como lo son por ejemplo las calles y rutas. Este modelo divide la calle en segmentos, generando concentraciones incrementales para cada uno de ellos que se van sumando para estimar la concentración total para un receptor en particular. Además supone una zona de mezcla, en donde las emisiones y la turbulencia son uniformes. El modelo asume que los mecanismos de dispersión dominantes son (i) la turbulencia mecánica es creada por el movimiento de los autos y (ii) la turbulencia térmica generada por los gases de escape. Las evidencias indican que esto es válido para todos los casos, excepto para condiciones muy inestables [11].

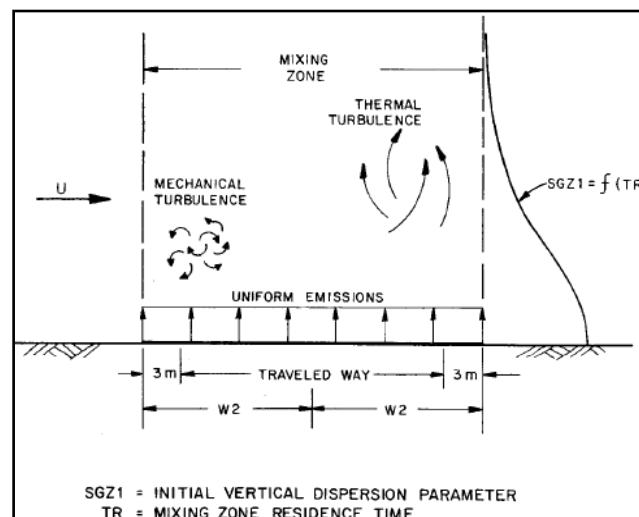


Figura 2. Zona de mezcla considerada por CAL3QHCR [12]

El modelo es capaz de procesar de manera conjunta datos meteorológicos horarios (de un determinado período, por ej. un año), el tráfico para cada hora del día de la semana (permitiendo definir hasta siete perfiles diferentes, uno para cada día de la semana), y las respectivas emisiones de la flota vehicular. Además tiene en cuenta las semaforizaciones y las colas de autos generadas en espera del paso otorgado por el semáforo. CAL3QHCR además modela dos condiciones de tráfico: (i) cuando existe flujo libre (autopistas) tiene en cuenta factores de emisión (gramos/vehículo-distancia recorrida) y el flujo vehicular (vehículos/tiempo) y (ii) cuando existe una intersección semaforizada, requiriendo como dato de entrada el ciclo de las señalizaciones, expresando la tasa de emisión en gramos/hora. Como salida del modelo se obtienen las concentraciones (concentraciones máximas para 1, 8, 24 horas y anual) para cada receptor, teniendo en cuenta (opcionalmente) la concentración de fondo del contaminante estudiado. Por otra parte, presenta ciertas limitaciones, entre las que se encuentran las siguientes [7]: (i) no puede modelar contaminantes reactivos, (ii) no considera la variación espacial de las variables meteorológicas, (iii) no considera vientos débiles menores a 1 m/s y (iv) el modelo asume que todas las semanas del año son iguales.

3. METEOROLOGIA

El modelo CAL3QHCR requiere como entrada datos horarios de las variables meteorológicas velocidad y dirección del viento, estabilidad atmosférica, temperatura ambiente y altura de la capa de mezcla. Estos datos, salvo la altura de la capa de mezcla, fueron provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y medidos en el Aeropuerto Internacional Ambrosio Taravella (ubicado a 15 km del lugar de aplicación), correspondientes al año 2011. Para el caso de la altura de la capa de mezcla, los datos han sido obtenidos de la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA) de los EE. UU. A continuación se indican gráficamente las frecuencias de las direcciones y velocidades del viento (figura 4) y las frecuencias de las estabilidades (figura 5). Por otra parte, en las tablas 1 y 2 se resumen los parámetros estadísticos de la temperatura ambiente y altura de capa de mezcla.

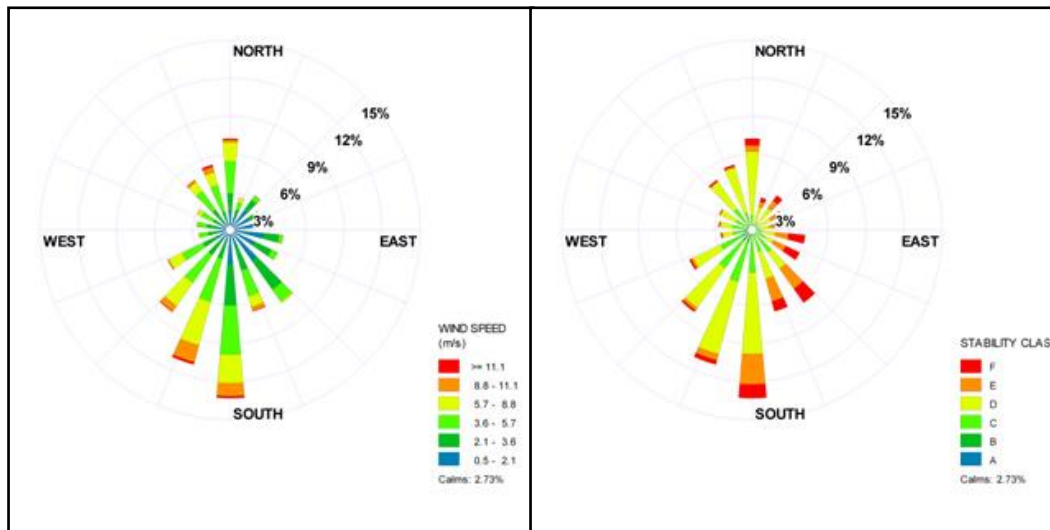


Figura 3. Rosa de los vientos (izq.) y rosa de las estabilidades (der.) año 2011.

Estadísticos	Temperatura Ambiente [K]	Altura Capa de Mezcla [m]
Media	3.94	511.05
Mediana	4.00	339.00
Moda	4.00	83.00
Desv.estándar	1.1	457.8
Varianza muestral	1.1	209604.8
Curtosis	-0.13	0.49
Coef. de asimetría	0.22	1.14
Mínimo	1	0
Máximo	6	2299
Muestra	8784	8784

Tabla 1. Resumen estadístico temperatura ambiente y altura capa de mezcla.

4. RED DE VIAS CIUDAD UNIVERSITARIA

Para modelar las fuentes móviles en CU fue preciso realizar la identificación de las calles involucradas y sus características (coordenadas iniciales y finales de cada tramo de la calle, ancho, cantidad de vías, pendientes, carriles utilizados, semáforos, etc.) además los datos de topografía. La Ciudad Universitaria se halla confinada hacia el Oeste por la Avenida Vélez Sarsfield y la calle Friuli. La Av. V. Sarsfield se compone de dos vías de tres carriles cada una a la altura de CU, y es la continuación de la Ruta Nacional N° 36, la cual es una importante vía de ingreso del Sur de capital cordobesa. Esta avenida ingresa al microcentro de la ciudad y finaliza cruzando el Río Suquía bajo el nombre de Avenida Roque Sáenz Peña (a unas 15 cuadras al Norte del microcentro). La otra calle que limita

por el Oeste la zona de estudio es Friulli, que si bien es de un recorrido corto (tiene una traza de menos de mil metros), sus dos manos son intensamente transitadas y en horarios pico las demoras suelen ser de varios minutos. Por el Este, CU se encuentra delimitada por la Avenida Rogelio Nores Martínez, la cual consta de una única vía de dos manos con dos carriles cada mano. Es mayormente utilizada como una alternativa que conecta el Sur con la zona central de la ciudad. La Avenida Cruz Roja Argentina es la traza que limita por el Sur a CU. Esta avenida también está compuesta de una única vía (de dos manos con dos carriles cada mano), circulando en hora pico una gran cantidad de vehículos. Por último las calles Venezuela (que luego cambia de nombre a Richardson) y la Av. Los Nogales limitan por el Norte a CU. Estas calles son, comparativamente, de menor flujo vehicular que las anteriores.



Figura 4. Calles Ciudad Universitaria.

5. ACTIVIDAD VEHICULAR

Para estimar la actividad vehicular se realizaron los conteos visuales entre el 25 y el 29 de junio de 2012 (en el horario pico de 7 a 9 hs), cuantificando número y tipo de vehículos. También se midió la duración de las señales en los puntos semaforizados (rojo, verde, amarillo y ciclo completo) y las colas de auto generadas en estos pasos. A continuación se indican los valores promedios obtenidos en el muestreo:

Calles	Flujo Vehicular (Prom. Horario)	Duración señal semaforo			
		Rojo	Verde	Amarillo	Total
Ave. Velez Sarsfield	3760	30	36	4	70
Friuli	1376	61	26	2.5	89.5
Av. Rogelio Martinez	1924	-----	-----	-----	-----
Av. Cruz Roja Argentina	2512	-----	-----	-----	-----
Venezuela-Richardson	1050	-----	-----	-----	-----
Av. Los Nogales	1018	-----	-----	-----	-----
Av. Valparaiso	964	21	35	4	60
Enrique Barros	1030	-----	-----	-----	-----
Maestro Lopez	1000	27	27	3	57
Medina Allende	1068	-----	-----	-----	-----
Filloy	640	-----	-----	-----	-----
Haya de la Torre	1080	-----	-----	-----	-----
Calle Sin Nombre (Facultad de Arquitectura)	202	-----	-----	-----	-----
Calle Sin Nombre (Facultad de Psicología)	196	-----	-----	-----	-----
Calle Sin Nombre (Pabellón España)	146	-----	-----	-----	-----

Tabla 2. Actividad vehicular y señalización calles CU.

6. TASAS DE EMISIÓN

En este trabajo no fue desarrollado un inventario local de emisiones desde fuentes móviles, fundamentalmente por tratarse de una primera fase de análisis, pero además porque se están realizando los primeros pasos en la creación de una base de datos como para intentar generarlo. Por dicho motivo fueron utilizados datos “sustitutos” de la Ciudad de Buenos Aires publicados en el trabajo de D’Angiola y colaboradores [13]. Esta elección permite realizar las estimaciones correspondientes, con un grado de incertidumbre que para esta etapa es razonable. En dicho trabajo las emisiones fueron estimadas siguiendo la metodología COPERT [14], que establece que las emisiones totales por categoría y especie provienen de la contribución de las emisiones calientes, frías y evaporativas, calculando las emisiones en caliente con la siguiente ecuación:

$$E_{ijk} = N_j \times VKY_{jk} \times EF_{ijk} \quad (2)$$

donde:

E_{ijk} : emisiones especie “i”, vehículos de categoría “j”, vía tipo “k”.

N_j : número de vehículos en circulación de categoría “j”.

VKT_{jk} : kilómetros recorridos por vehículos de categoría “j” en una vía tipo “k”.

EF_{ijk} : factor de emisión en caliente especie “i”, vehículo categoría “j” y tipo de vía “k”.

Las emisiones en frío producidas hasta que el motor alcanza el régimen, fueron estimadas por D’Angiola y colaboradores [13] con la ecuación anterior incorporando la fracción de kilómetros recorridos con el motor frío y la relación de los factores de emisión frío/caliente para las especies “i”. Por último, las emisiones evaporativas fueron

calculadas considerando: (i) las emisiones diurnas dependientes de la temperatura ambiente, (ii) las generadas por el enfriamiento del motor y (iii) las debidas a la utilización del vehículo. La flota fue caracterizada en las categorías: vehículos de pasajeros, vehículos utilitarios, taxis, camiones ligeros y vehículos pesados (grandes camiones, ómnibus urbanos e interurbanos y buses de media y larga distancia). Estas categorías fueron a su vez subdivididas según el combustible utilizado, el motor, el tamaño, el peso y la tecnología de control de las emisiones. En cuanto a los kilómetros recorridos por vehículo (VKT), fueron estimados a través de la consulta a expertos, de informes de las autoridades de transporte y cuestionarios ad hoc a particulares y a taxistas [13].

7. RESULTADOS DEL MODELO

Para el modelado de la dispersión de PM10 en Ciudad Universitaria se dispusieron 400 nodos (receptores), distribuidos de forma homogénea en la zona de estudio. Como información de salida se obtuvieron las concentraciones máximas para cada receptor en diferentes tiempos de promediación (1 hora, 24 horas y anual), debido solamente al tráfico vehicular. Estos resultados son indicados bajo curvas de nivel en los siguientes los mapas de isoconcentraciones:

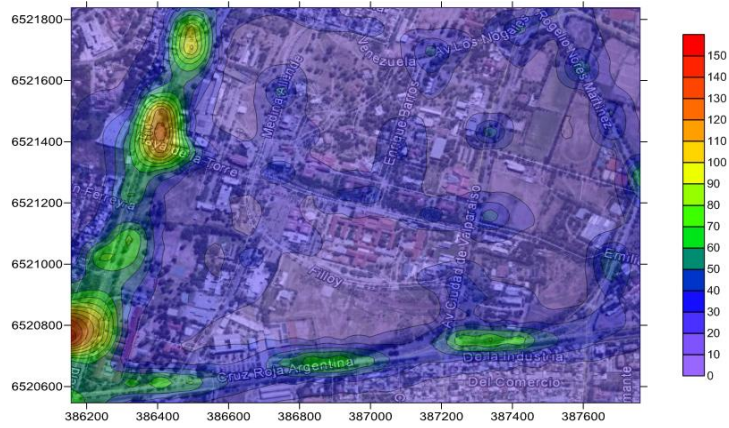


Figura 5. Concentraciones máximas para un tiempo promedio de 1hr [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

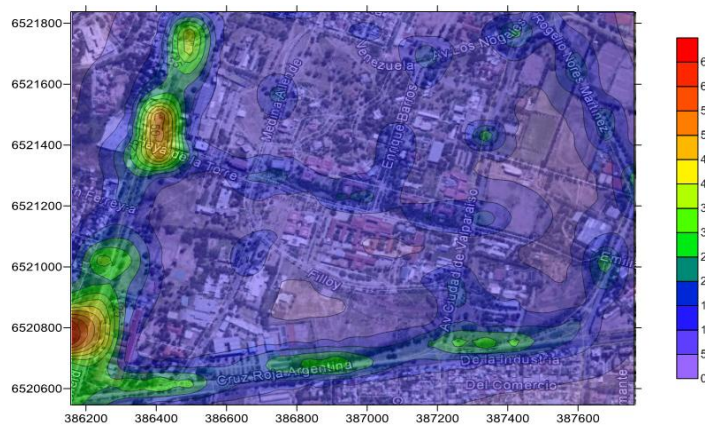


Figura 6. Concentraciones máximas para un tiempo promedio de 24hs [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

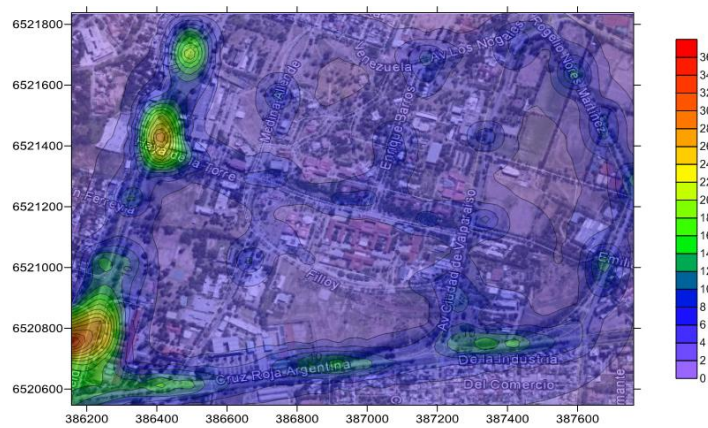


Figura 7. Concentraciones máximas para un tiempo promedio de 1 Año [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

En estos mapas, se puede distinguir que las máximas concentraciones se hallan identificadas bajo el color rojo. Las zonas más comprometidas son las correspondientes a la avenida Vélez Sarsfield y Friulli, hecho que concuerda con la gran actividad diaria en ambas vías, con concentraciones máximas en la esquina Suroeste del mapa. En un segundo escalón se encontraría la avenida Cruz Roja, con concentraciones apreciables sobre el tramo más oriental de su recorrido, mientras que para las vías internas las concentraciones máximas son mucho menores a los casos anteriores. Por otra parte los Niveles Guía propuestos por la Organización Mundial de la Salud [15] para minimizar efectos deletéreos sobre la salud de la población son de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (para 24 horas) y de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (base anual). Por lo que si tenemos en cuenta que la máxima concentración hallada para 24 horas es de aprox. $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 8), y el promedio anual ronda los $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 9), se estarían rebasando claramente dichos niveles. En la siguiente tabla se explicitan las concentraciones y la ubicación del receptor máximamente expuesto.

Coordenadas UTM		Concentración [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		
<i>X [m]</i>	<i>Y [m]</i>	<i>1hr</i>	<i>24h</i>	<i>Anual</i>
386156.5	6520750.6	149.8	64.6	35.9

Tabla 3. Concentraciones Receptor Máximamente Expuesto.

8. MONITOREO MATERIAL PARTICULADO

La concentración de aerosoles varía de acuerdo a las condiciones atmosféricas. Por ejemplo en Córdoba, la concentración de material particulado es generalmente más alta en los meses de invierno que en el resto del año, debido a dos factores: falta de lluvias e inversiones térmicas persistentes. Durante una campaña llevada a cabo por el gobierno de la ciudad en el período 1995-2001, el material particulado fue el único de los contaminantes criterio medido, que supero varias veces el estándar de 24 hs, todos durante el invierno [16].

El monitoreo de material particulado PM10 y TSP efectuado para esta investigación, fue llevado a cabo entre el 5 de junio y el 5 de julio de 2012, bajo metodología EPA [17], utilizando para este fin dos muestreadores de bajo caudal. Estos muestreadores fueron montados dentro del predio de la UTN Facultad Regional Córdoba, en el punto de coordenadas geográficas $31^{\circ}26.5$ Sur y $64^{\circ}11.6$ Oeste (Coord. UTM 386686.3 Este, 6520785.9 Sur). A continuación se exponen los resultados obtenidos para los 31 días de muestreo:

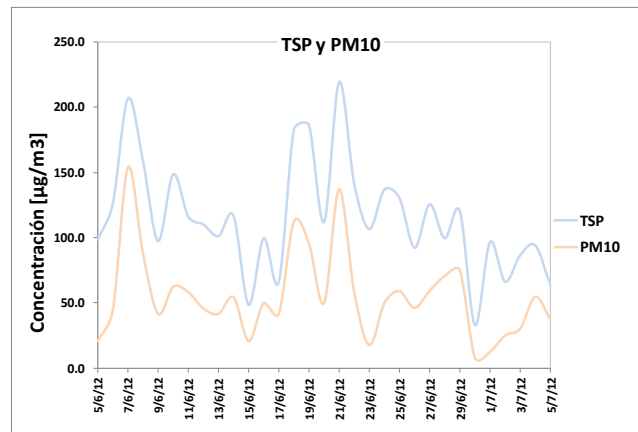


Figura 8. Resultados monitoreo para PM10 y TSP en (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Como se puede notar la concentración de PM10 y TSP presenta fluctuaciones muy pronunciadas. Aunque el PM10 varía entre un mínimo $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un máximo de $154 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y el TSP va de 33 a $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siguen en general la misma tendencia de crecimiento/decrecimiento. Esto sugiere que las fuentes de emisión de mayor peso sobre ambos tipos de particulado, son las mismas.

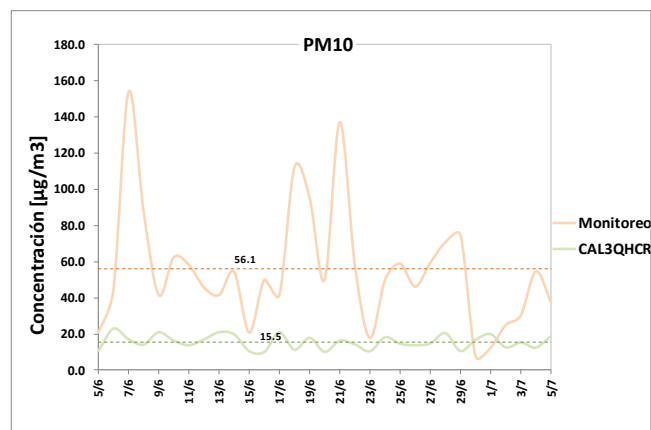


Figura 9. Comparación del monitoreo versus el modelado de PM10 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Si bien las predicciones corresponden al año 2011 (no se cuenta con datos meteorológicos de 2012), y el monitoreo es de 2012, en la figura 9 se muestra a modo informativo la comparación entre ambos para los mismos días (5 de junio al 5 de julio). Se puede observar que existe una diferencia importante, mientras que la media mensual de los resultados estimados a partir de CAL3QHCR es de $15.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, para el muestreo la media tiene un valor de $56.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto se debe a que los monitores de PM, miden no sólo el aporte vehicular, sino también todas aquellas fuentes cercanas, por ejemplo material proveniente de la erosión de los suelos, de fuentes industriales, de la resuspensión de polvo suelto (plazas, parques, descampados, etc.) y el producido por el rozamiento de los vehículos

sobre las calles y rutas. Además los datos meteorológicos utilizados, por un lado corresponden a mediciones efectuadas en el Aeropuerto Internacional Córdoba (ubicado a 15 km del lugar de aplicación) y por el otro pertenecen al año 2011, siendo que el monitoreo fue realizado en 2012. De todas formas, la relación entre los valores medios del modelado ($15.5\mu\text{g}/\text{m}^3$) y el muestreo ($56.1\mu\text{g}/\text{m}^3$), coinciden con lo hallado en Ciudad Universitaria por López et al. en 2010 [18]. El aporte de las fuentes móviles, representado por la media de los resultados del modelo, al PM10 total (significado por la media del monitoreo) es de aproximadamente un 27.5%. Mientras que López et al., asegura que este porcentaje es de un 28%.

9. CONCLUSIONES

En este trabajo fue abordado un estudio exploratorio, sobre el efecto de las emisiones de fuentes móviles en las concentraciones ambientales de PM10 en Ciudad Universitaria. Para ello se recurrió al modelado matemático de la dispersión, utilizando el modelo CAL3QHCR con factores de emisión determinados para el Gran Bs. As. y ponderando la actividad vehicular en horario pico. También fue necesario caracterizar la red de calles circundantes a CU, mediante el conteo del flujo vehicular y midiendo los intervalos de la luz roja, verde y amarilla en las avenidas semaforizadas. Los datos meteorológicos empleados pertenecen al año 2011 (obtenidos del SMN), y corresponden a la estación meteorológica del Aeropuerto Internacional Córdoba. Los resultados obtenidos del modelado (considerando únicamente fuentes móviles) indican que la concentración en varios sectores de Ciudad Universitaria supera los niveles guía propuestos por la OMS para 24 horas y en base anual, en un 30 y 80% respectivamente. Complementariamente fue monitoreada la concentración ambiental de TSP y PM10, utilizando dos muestreadores de bajo caudal durante un mes. Se encontró que ambos tipos de partículas siguen en general la misma tendencia de crecimiento/decrecimiento, sugiriendo que las fuentes de mayor peso sobre ambos tipos de particulado, son las mismas. Comparando los resultados del modelo con las mediciones, se hallaron diferencias notables: el valor medio de las predicciones de CAL3QHCR es de $15.5\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras para el muestreo este parámetro es de $56.1\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto se debe a que los monitores miden no sólo el aporte vehicular, sino también todas aquellas fuentes emisoras de particulado en las cercanías del lugar de muestreo. Además los datos meteorológicos utilizados, podrían carecer de representatividad. De todas formas, la relación entre los valores medios del modelado y el muestreo tiene la misma magnitud que la encontrada en investigaciones efectuadas anteriormente en Ciudad Universitaria. Por este motivo se hace indispensable encarar una segunda fase de estudio, utilizando datos meteorológicos medidos en la zona de CU y contemporáneos al muestreo, además de generar una estimación local de las emisiones provenientes de fuentes móviles.

REFERENCIAS

- [1] AEAT. *Quantification of the health effects of air pollution in the UK for the review of the national air quality strategy*. A report produced for The Department of the Environment, Transport and the Regions. Disponible en: <http://www.aeat.co> (1999).
- [2] ALA. *Particulate matter air pollution*. American Lung Association fact sheet. Disponible en: <http://www.lungusa.org/air/pm> (1998).
- [3] Zachariadis, T., Ntziachristos, L., Samaras, Z., “The effect of age and technological change on motor vehicle emissions”. *Transportation Research Part D 6*, pp. 221-227, (2001).
- [4] Puliafito S. E., Castro F., Allende D. “Transporte y calidad del aire en Mendoza”. *Informe N° 1: Aspectos Metodológicos*. Disponible en: www.frm.utn.edu.ar/ceds. Setiembre de 2009.
- [5] Infobae. <http://www.infobae.com/notas/584861-El-parque-automotriz-se-multiplico-por-cuatro-en-dos-decadas.html>. Consultado el 20/03/2013.
- [6] La Voz del Interior. <http://www.lavoz.com.ar/ciudadanos/ya-hay-700-mil-vehiculos-capital>. Consultado el 20/03/2013.
- [7] Peter A. y Braverman T. *CAL3QHCR User's Guide*. USEPA, Office of Air Quality Planning and Standards Technical Support Division, Research Triangle Park, North Carolina 27711, (1995).
- [8] EPA. *Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions* (2005).
- [9] Turner D.B. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*. PHS Publication N° 999-AP-26. U.S. Department of Health, Education and Welfare, National Air Pollution Control Administration (1970).
- [10] Pasquill F. *Atmospheric Diffusion. The Dispersion of Windborne Material from Industrial and Other Sources* (2nd Ed). John Wiley and Sons (1974).
- [11] Paz Ortega E., Rivero Oliva J. J., Turtós Carbonell L., Sánchez Gácita M., Meneses Ruiz E., Díaz Rivero N. y Píre S, “Modelación de la dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos por el tráfico vehicular en una vía de Ciudad de La Habana”, *Eco Solar*. Num. 23, ISSN 1028-6004 (2008).
- [12] Benson P. E. *CALINE-3. A versatile dispersion model for predicting air pollutant levels near highway and arterial roads*. Final Report, Department of Transportation, Sacramento, CA, (1979).
- [13] D'Angiola A., Dawidowski L., Gómez D. y Osses M, “On-road traffic emissions in a megacity”, *Atmospheric Environment*. Vol. 44, pp. 483-493, (2010).
- [14] Ntziachristos L. y Samaras Z. COPERT III Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport, Methodology and Emission Factors (Version 2.1). European Environmental Agency ETC/AEM Technical Report 49 (2000).
- [15] WHO. *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Summary of risk assessment (2006).
- [16] Olcese L. E., Toselli B. M., “Effects of meteorology and ambient measurements of primary pollutants in Córdoba City, Argentina”, *Meteorology and Atmospheric Physics*. Vol 62, pp. 241-248 (1997).
- [17] USEPA. *40 CFR, Code of Federal Regulations, Part 50, Appendix J*. Reference Method for the determination of PM10 in the Atmosphere, (1993).
- [18] López M. L., Ceppi S., Palancar G., Olcese L. E., Tirao G., Toselli B. M., “Elemental concentration and source identification of PM10 and PM2.5 by SR-XRF in Córdoba city”, *Argentina Atmospheric Environment*. Vol. 45, pp. 5450-5457 (2011).

INCERTIDUMBRE DE LOS DATOS METEOROLOGICOS Y SU INCIDENCIA EN EL MODELADO DE LA DISPERSION DE CONTAMINANTES EN LA ATMOSFERA

Diez¹, Sebastián C.; Abril², Gabriela A.; Vidal¹, Daniel y Britch¹, Javier

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>

2: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)

Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales

Universidad Nacional de Córdoba

Av. Vélez Sarsfield 299 2^a piso, Ciudad Universitaria, Córdoba.

e-mail: g.alejandra.abril@gmail.com, web: <http://imbiv.unc.edu.ar>

Resumen. *Por variabilidad se entiende a la heterogeneidad real o diversidad dentro de una población, que no puede ser reducida ni eliminada. En cambio, la incertidumbre representa la ignorancia acerca de un fenómeno pobremente caracterizado, pero que puede reducirse mediante la recopilación de más datos y de mejor calidad. En este trabajo ha sido estimada la concentración de PM10 a partir de las emisiones desde una fuente puntual ubicada a 2 km de Malagueño, provincia de Córdoba, aplicando el modelo Industrial Source Complex en conjunto al método de simulación Monte Carlo para analizar la incertidumbre de las variables de las cuales depende el modelo de dispersión. Las variables examinadas fueron la dirección y velocidad del viento, la estabilidad atmosférica, y la temperatura ambiente, caracterizadas mediante distribuciones de probabilidad utilizando 5 años de datos horarios (2007-2011). También fue analizado el efecto de la incertidumbre referida a las variables de emisión (velocidad y temperatura de los gases de salida y la tasa de emisión). Estas variables han sido derivadas utilizando factores de emisión típicos de la industria cementera. Los resultados indican que de las variables estudiadas, la incertidumbre en la dirección del viento tiene la mayor incidencia sobre las estimaciones de concentración.*

Palabras clave: Variabilidad, incertidumbre, PM10, ISC, Monte Carlo.

1. INTRODUCCIÓN

Los modelos de dispersión atmosférica son poderosas 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]. Pero debido a 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, no existe un modelo de calidad de aire "perfecto", dado que siempre existirán desviaciones que no pueden ser eliminadas [3], como por ejemplo errores en los datos de entrada, la utilización de datos sustitutos, la formulación del modelo y la aplicación del mismo a condiciones fuera del rango de validez. Por variabilidad se entiende a la heterogeneidad real observada en la naturaleza (diferencias temporales, espaciales o interindividuales), mientras que la incertidumbre, representa conocimiento incompleto acerca de una magnitud específica, cuyo "verdadero valor" se podría establecer si existiera un dispositivo de medición perfecto [4]. La variabilidad es una propiedad del sistema en estudio, que no puede ser reducida por más que se perfeccione el sistema de medición, mientras que la incertidumbre, considerada una propiedad del analista, puede minimizarse por ejemplo obteniendo datos de mayor calidad [5]. Tanto la variabilidad como la incertidumbre afectan a los modelos de calidad de aire. La variabilidad está presente principalmente a través de la meteorología y las tasas de emisión, debido a que las condiciones climáticas y los procesos industriales varían con el tiempo [6]. Por otra parte la incertidumbre en los modelos se pueden presentar en una diversidad de formas, incluyendo la i) incertidumbre de los parámetros (variables independientes), (ii) incertidumbre de los modelos matemáticos y (iii) la referida al escenario bajo estudio.

El objetivo de este trabajo es evaluar la incertidumbre en la estimación de la concentración de PM10, utilizando como caso de estudio una fuente puntual ubicada a 2 km de la Ciudad de Malagueño (Provincia de Córdoba), considerando únicamente la incertidumbre en los datos utilizados como "inputs" al modelo de dispersión. Este tipo de incertidumbre incluye errores sistemáticos o sesgos en el proceso de recopilación de datos, imprecisión en las mediciones analíticas, inferencias hechas a partir de datos limitados o poco representativos de la variable bajo estudio, y también de la extrapolación o el uso de datos sustitutos para los parámetros de interés. Para abordar la incertidumbre en las variables atmosféricas, se plantea utilizar la variabilidad interanual como una medida del comportamiento incierto de las mismas. Las variables analizadas son la dirección y velocidad del viento, la estabilidad atmosférica, y la temperatura ambiente. Por otra parte, también se examina incertidumbre en las variables velocidad y temperatura de salida de los gases y tasa de emisión, de las cuales, a diferencia de las anteriores, no se tienen mediciones disponibles, pero si información referente a las particularidades del proceso industrial. Para encarar este sondeo ha sido empleado el modelo de dispersión ISC (Industrial Source Complex) en conjunto a la metodología de simulación denominada Monte Carlo (MC). Esta técnica combina el muestreo aleatorio con la capacidad que tienen los ordenadores para generar números al azar y automatizar los cálculos.

2. MODELOS DE DISPERSIÓN Y MÉTODO DE MONTE CARLO

De la gran diversidad de herramientas matemáticas para el modelado de la dispersión en la atmósfera (modelos lagrangianos, eulerianos, de celda, etc.), para realizar este análisis

será utilizado una aplicación del modelo gaussiano, debido a su simpleza y al bajo costo de cómputo. Este modelo es el resultado de las investigaciones sucesivas de Turner (1964, 1970), Gifford (1968) y Pasquill (1974) entre otros, derivado de las ecuaciones básicas de difusión-advención para fuentes puntuales [7] [8].

$$C(x,y,z,h_e) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot u_s} \cdot e^{-0.5 \cdot \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2} \cdot \left[e^{-0.5 \cdot \left(\frac{z-h_e}{\sigma_z}\right)^2} + e^{-0.5 \cdot \left(\frac{z+h_e}{\sigma_z}\right)^2} \right] \quad (1)$$

“C” es concentración del contaminante en [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], “x, y, z” es la ubicación del receptor en [m], “ h_e ” es la altura efectiva de la chimenea en [m], “Q” es la tasa de emisión del contaminante en [g/s], “ u_s ” es la velocidad del viento a la altura de la emisión en [m/s] y “ σ_y ” y “ σ_z ” son los coeficientes de dispersión lateral y vertical.

Por otra parte, dentro de la diversidad de aplicaciones informáticas del modelo gaussiano, se utilizará el modelo computacional ISC3 (Industrial Source Complex, versión 3) [9]. ISC3 es un modelo Gaussiano de estado estacionario, creado por la EPA con el objetivo de utilizarlo con fines regulatorios. Hasta fines de 2005 fue el modelo “preferido” de la EPA, reemplazado a partir de 2006 por Aermol [10]. A partir de entonces ISC pasó a encontrarse bajo la denominación de modelo “alternativo”, a pesar de lo cual actualmente sigue siendo utilizado como modelo regulatorio en muchas partes del mundo dada la robustez, la adaptabilidad a las distintas situaciones, la disponibilidad de los datos requeridos por el modelo y lo relativamente sencillo que es de utilizar si se lo compara con los modelos más avanzados. Teniendo en cuenta que la población de Malagueño se encuentra a tan solo dos kilómetros de la fuente estudiada (dispersión a escala local), y que ISC ha sido ampliamente validado y ofrece resultados robustos, es que para este trabajo se ha decidido utilizar este modelo para estimar el impacto de la dispersión de PM10 en la zona mencionada.

El método de Monte Carlo (MC) es una técnica que combina el muestreo aleatorio con la capacidad que tienen los ordenadores para generar números al azar y automatizar los cálculos [11]. En la simulación MC, primeramente se identifica el modelo matemático que mejor representa el sistema bajo estudio, para luego describir las distribuciones de probabilidad de las variables del modelo. En el paso siguiente se toman distintas muestras al azar de las distribuciones que caracterizan a los datos de entrada y mediante las operaciones matemáticas del modelo se obtiene un conjunto de valores de salida. Por último, se realiza el análisis estadístico sobre los valores de salida, el cual es utilizado para la toma de decisiones [12]. El número mínimo de iteraciones en una simulación MC dependerá de la cantidad de parámetros de entrada (y si están correlacionados o no) y de la confianza requerida en la distribución de probabilidad de salida [13]. Como regla general, el modelo debe ejecutarse un número suficiente de veces hasta alcanzar la estabilidad numérica en los percentiles de la cola de la distribución de salida. En este trabajo el método de Monte Carlo ha sido aplicado sobre los algoritmos del modelo ISC

mediante la implementación de un código VBA (Visual Basic for Applications), acoplado al utilitario Crystal Ball. Si bien existen otros métodos, la ruta más directa para la generación de una muestra aleatoria a partir de una dada distribución es el Método de Transformación Inversa [14]. Este método, utiliza la inversa de la función de distribución acumulada, convirtiendo un número aleatorio entre 0 y 1 a otro valor aleatorio para la distribución de entrada. Este método se puede expresar matemáticamente de la siguiente manera:

Sea X una variable aleatoria con una función de densidad de probabilidad f . Sea F su función de densidad acumulada, continua, invertible y estrictamente creciente en $(0, 1)$, y sea F^{-1} su función inversa. Entonces, la variable aleatoria $U = F(X)$ tiene distribución uniforme en $(0, 1)$. Como consecuencia, si U es una variable aleatoria uniforme en $(0, 1)$ entonces la variable aleatoria $X = F^{-1}(U)$ satisface la función F .

Los pasos a realizar para obtener la variable aleatoria X , son:

1. Obtener la función de densidad acumulada $F = F(X)$.
2. Invertir la función, quedando $X = F^{-1}(U)$
3. Generar un número aleatorio “ u ” entre 0 y 1 a partir de la distribución uniforme U .
4. Reemplazar este número “ u ” en la función inversa y obtener “ x ”.
5. Repetir los puntos 3 y 4 tantas veces como sea necesario.

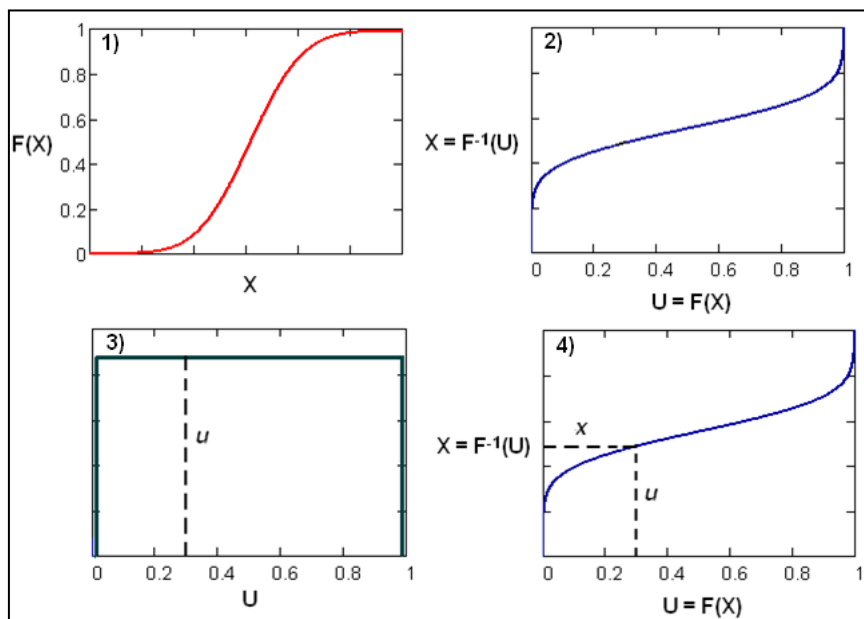


Figura 1. Pasos para obtener la variable aleatoria X .

3. CARACTERIZACIÓN DE LA FUENTE EMISORA

La fuente emisora utilizada como caso de aplicación pertenece a un importante complejo industrial cementero radicado en Malagueño (Prov. de Córdoba). En esta localidad se desarrollan importantes emprendimientos dedicados a la explotación minera de la cal.

Estas explotaciones generan material particulado, el cual trae aparejado impactos a la salud de las personas relacionado principalmente a problemas respiratorios [15]. Específicamente hablando, la fuente en cuestión pertenece al horno de clinkerizado de la Planta Sur de la empresa considerada, la cual utiliza en esta planta el denominado “proceso en seco” para la producción de cemento. Previa a la eliminación de los productos de combustión por esta chimenea, los gases son filtrados utilizando para tal fin un filtro de mangas. Las tasas de emisión normalmente se determinan mediante el monitoreo continuo o periódico de emisiones, utilizando el balance de material en la planta, o a través de los factores de emisión derivados de fuentes similares. En este caso no se dispone ni de datos de monitoreo ni acceso a los datos del balance de material del proceso. Por ello se ha recurrido a métodos de estimación de los factores de emisión, tomando como referencia la guía AP-42 “Recopilación de factores de emisión de contaminantes” de la EPA [16], la cual se basa en la siguiente ecuación:

$$E = AR \cdot O_{phs} \cdot EF \quad (2)$$

Donde “E” es la tasa de emisión de PM10 en [kg/año], “AR” es la tasa de actividad [ton/hs], “ O_{phs} ” son las horas de operación anual [hs/año] y EF es el “factor de emisión” en [kg/ton]. El factor de emisión planteado por la EPA para material particulado (chimeneas de procesos de clinkerización con filtro de mangas para procesos en seco) es igual a 0.1. Por otra parte la tasa de actividad ha sido tomada de información disponible referida a la industria cementera en Argentina. Según Schvarzer y Petelski [17] en 2005 la producción de esta planta, es decir su tasa de actividad, era de 1.5×10^6 toneladas de cemento al año. Considerando entonces este dato, la estimación de la tasa de emisión da por resultado 4.75 g/s. Si bien la producción actual no se conoce, se sabe que en ese mismo año (2005) el consumo de cemento en el país fue de 9 millones de toneladas [18], llegando a fines de 2012 a 11.5 millones de toneladas vendidas [19]. Considerando una relación lineal entre el consumo y la producción en Argentina en los últimos años [18], podemos estimar bajo que la planta Malagueño, actualmente podría estar produciendo 1.9 millones de toneladas, dando por resultado una tasa de emisión de 6.02 g/s. Dado que el conocimiento que se tiene respecto del comportamiento de las variables de emisión es limitado, no es posible utilizar distribuciones de probabilidad de cierta complejidad. Por lo que se plantea recurrir a los valores antes mencionados como límite inferior y superior respectivamente y la media aritmética entre ambos como el valor más probable de una distribución triangular. En cuanto a la velocidad y temperatura de salida de los gases, han sido tomados de la descripción de procesos similares [20-23], las cuales emplean rangos de valores para describir estas variables. Por esta razón aquí serán descritas con distribuciones uniformes. A continuación se resumen los valores utilizados:

Variable	Minimo	Media	Maximo	Distribución Incertidumbre
Tasa de emisión [g/s]	4.8	5.4	6.0	Triangular
Velocidad gases [m/s]	12	17	22	Cuadrada
Temperatura gases [K]	380	420	460	Cuadrada

Tabla1. Resumen parámetros utilizados para caracterizar las incertidumbres en la emisión.

4. CARACTERIZACIÓN DE LA METEOROLOGÍA

Es sabido que la meteorológica puede ser la causante de más de la mitad de la incertidumbre en la predicción de concentraciones en 1hr utilizando modelos de dispersión [24]. La utilización de datos meteorológicos tomados en emplazamientos poco representativos del lugar de aplicación, la utilización de instrumental inadecuado, o el registro y almacenamiento de los datos son algunos de los factores de mayor influencia, además de la variabilidad natural de la atmósfera (incertidumbre estocástica). Para este trabajo se cuenta con 5 años de datos horarios de dirección y velocidad del viento, temperatura ambiente y estabilidad atmosférica, provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) medidos en el Aeropuerto Internacional Ambrosio Taravella, distante de la zona de aplicación unos 20 km y corresponden al período 2007-2011. Estos datos tienen la característica de que presentan saltos discretos para dos de las variables: la velocidad y la dirección del viento. Esta particularidad genera incerteza respecto de la “verdadera” distribución que siguen ambas variables, ya que se trata de variables continuas. En la tabla 2 se exponen los saltos que presentan ambas variables. Este déficit puede ser provocado por la sensibilidad del instrumental de medición, la metodología utilizada para el tratamiento de los datos medidos y la forma en que son “empaquetados” los datos para su distribución. Por ello se plantea caracterizar tanto a la dirección como a la velocidad del viento primeramente como variables continuas y luego como variables discretas, y de esta forma evaluar la incidencia sobre la concentración de PM10.

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

Tabla 2. Valores registrados por el SMN para la dirección y velocidad de viento.

Adicionalmente fue tenido en cuenta el efecto de la variación interanual de la meteorología utilizando los 5 años de datos de forma independiente y de esta forma generar intervalos de confianza más robustos. En las siguientes graficas se muestran las distribuciones de frecuencia de las variables meteorológicas para cada año, incluyendo la descripción de la dirección y velocidad del viento según las dos perspectivas antes mencionadas.

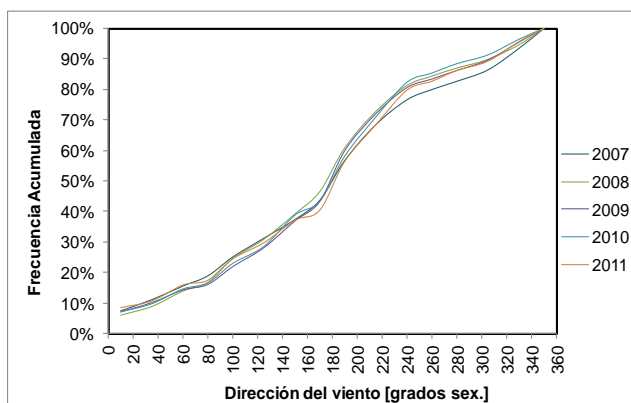


Figura 2. Distribuciones de frecuencias dirección del viento. Descripción “continua” (2007-2011).

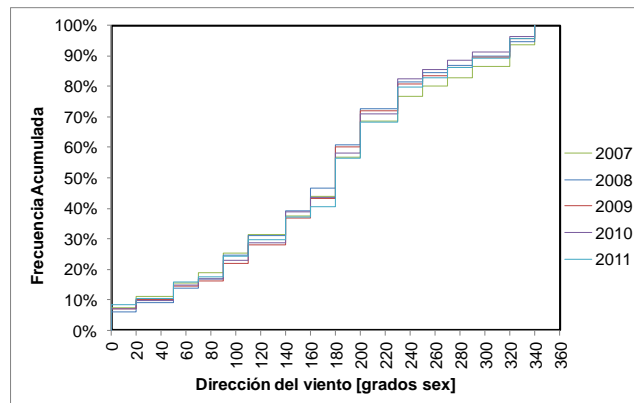


Figura 3. Distribuciones de frecuencias dirección del viento. Descripción “discreta” (2007-2011).

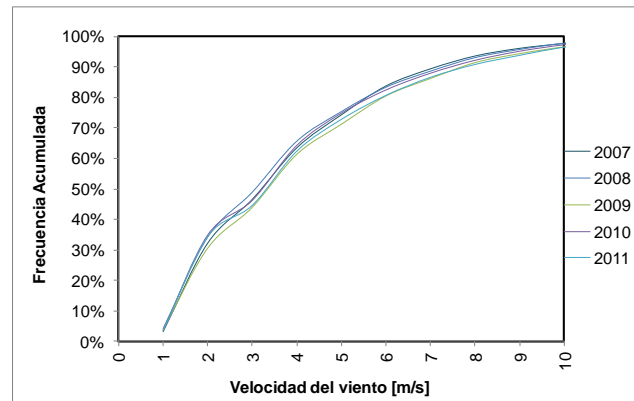


Figura 4. Distribuciones de frecuencias velocidad del viento. Descripción “continua” (2007-2011).

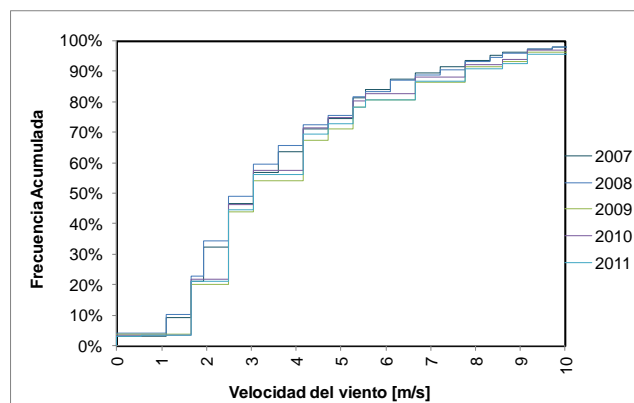


Figura 5. Distribuciones de frecuencias velocidad del viento. Descripción “discreta” (2007-2011).

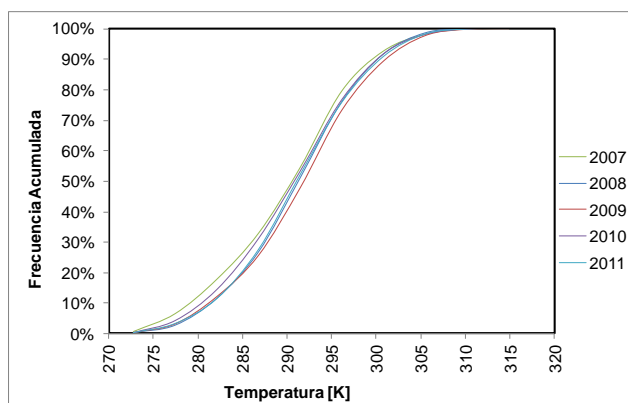


Figura 6. Distribuciones de frecuencias temperatura ambiente (2007-2011).

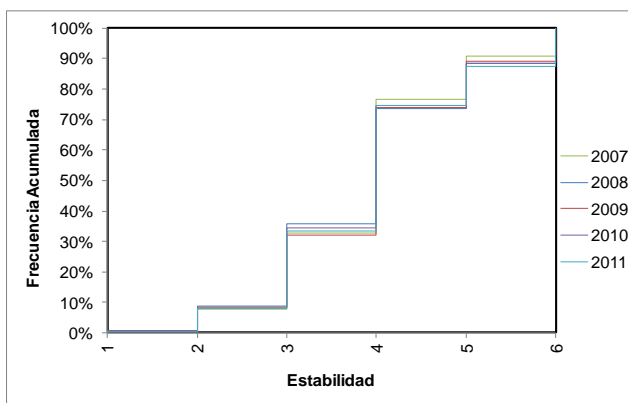


Figura 7. Distribuciones de frecuencias estabilidad atmosférica (2007-2011).

5. VARIABILIDAD E INCERTIDUMBRE

Se realizaron 2 corridas por año (un total de 10 corridas), la primera con la velocidad y la dirección “continuas” y la segunda con la velocidad y la dirección “discretas”, manteniendo el resto de las variables atmosféricas (temperatura y estabilidad) bajo la misma caracterización. En las siguientes figuras se pueden observar las distribuciones año por año de las concentraciones horarias de PM10, debidas a la fuente puntual analizada. Cada simulación fue realizada con 100 mil iteraciones, calculando la variabilidad temporal de concentraciones del receptor ubicado en el punto de máxima exposición en la zona circundante a la planta de producción.

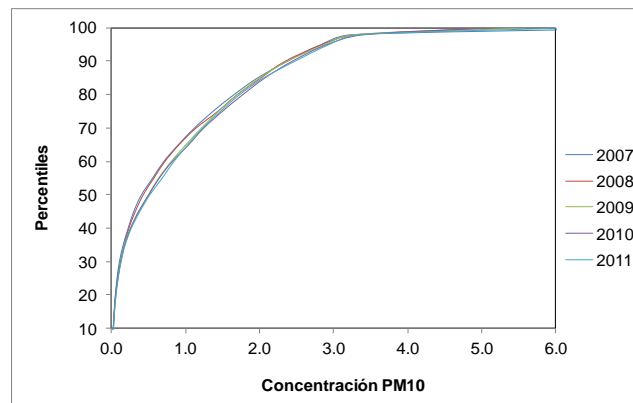


Figura 8. Distribuciones de concentración de PM10. Dirección y velocidad continuas.

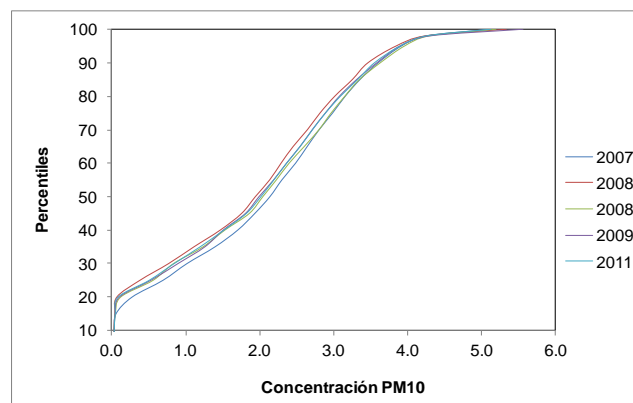


Figura 9. Distribuciones de concentración de PM10. Dirección y velocidad discretas.

Como se puede verificar, ambas aproximaciones ofrece resultados dispares. Mientras que considerar caracterización continua genera un crecimiento más suave de la concentración con los percentiles, la discreta crece más rápidamente, produciendo concentraciones más altas si se compara percentil por percentil. En la figura siguiente se presenta un panorama más claro, limitando los percentiles de incertidumbre en la concentración.

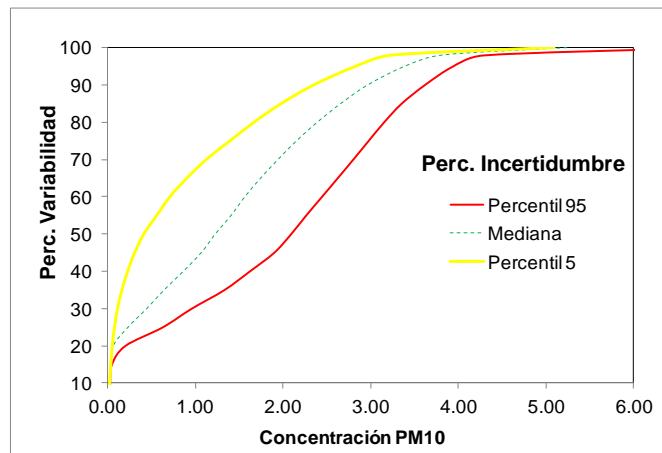


Figura 10. Bandas de incertidumbre concentración de PM10 en una hora.

Es notable la amplitud de las bandas de incertidumbre entre los percentiles 30 y 90, estrechándose en los percentiles iniciales y finales de variabilidad. En la figura 10 se muestran intervalos de confianza del 90% para cada percentil de variabilidad, por lo que el valor mínimo y el máximo corresponden respectivamente a los percentiles 5 el 95 de la incertidumbre.

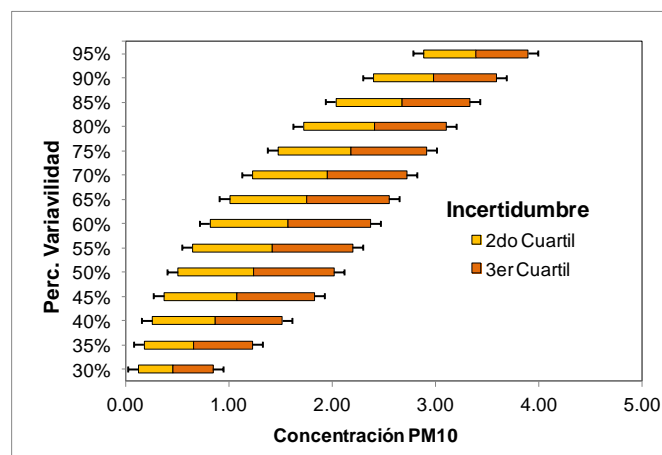


Figura 11. Diagrama de cajas percentiles de incertidumbre concentración de PM10

Para la implementación de acciones correctivas y preventivas la EPA sugiere utilizar la cola de la distribución [25], por lo que en la figura 11 se muestran los intervalos de confianza sobre los percentiles 90 y 95 de la distribución de concentraciones.

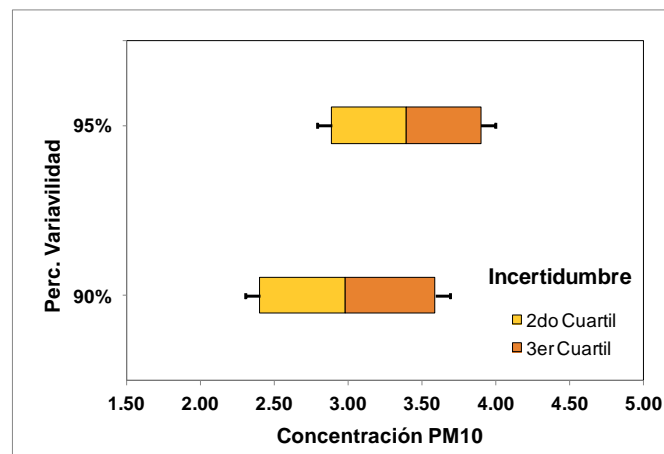


Figura 12. Diagrama de cajas percentil 90 y 95 de incertidumbre concentración de PM10

De acuerdo a esto, se podría afirmar entonces (con un 90% de confianza), que el 90% de los promedios horarios de concentración de PM10 no excede el valor de $3.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$, siendo el valor más probable para este percentil $2.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para el percentil 95% de los promedios de concentración (con un 90% de confianza), no excede el valor de $3.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y una mediana de $3.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

6. SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad evalúa cómo la variación en una variable de salida de un modelo puede ser atribuido, cualitativa o cuantitativamente, a distintas fuentes de variación en las variables de entrada [26]. A continuación se muestra el coeficiente de correlación de Spearman, simulando el comportamiento de la concentración en los percentiles de variabilidad 50 y 95. La variables de emisión han sido agrupadas bajo un mismo rotulo, considerando de esta forma el efecto conjunto sobre la sensibilidad.

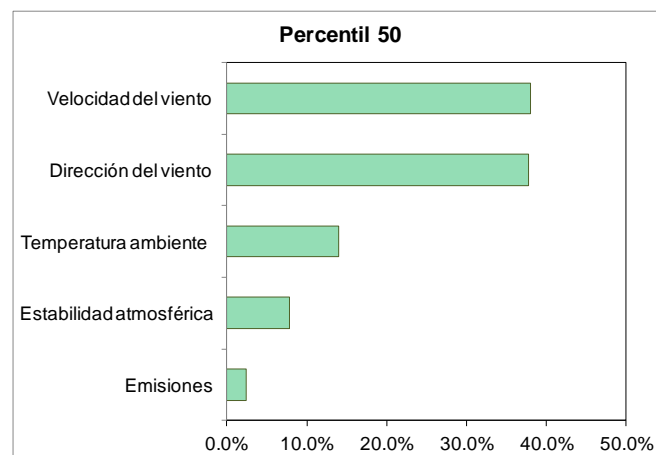


Figura 13. Coeficiente de correlación de Spearman percentil 50 de variabilidad.

Como se puede ver, en la mediana (Perc. 50) las variables de mayor impacto son las variables meteorológicas, principalmente la velocidad y la dirección del viento, seguidas por la temperatura ambiente y la estabilidad. En último término se ubica el conjunto de variables de emisión (tasa de emisión, velocidad y temperatura de los gases).

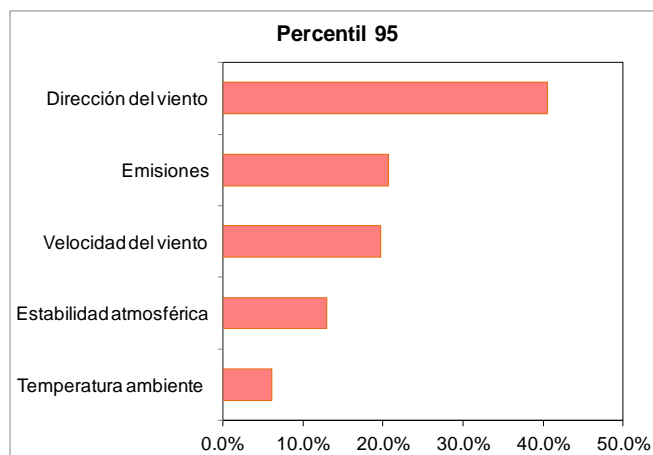


Figura 14. Coeficiente de correlación de Spearman percentil 95 de variabilidad.

Dadas las implicancias en la toma de decisiones, es más importante aún lo que ocurre en el percentil 95 (cola de la distribución). En él, la dirección del viento es la variable de mayor impacto, pero a diferencia del percentil 50, el segundo lugar es ocupado por la incertidumbre introducida por las emisiones, y en una magnitud muy similar a la velocidad del viento. Los últimos lugares corresponden a la estabilidad y la temperatura.

De este análisis se infiere que si se pudieran obtener datos de mayor calidad referidos a la dirección y velocidad del viento y las variables de emisión, las bandas de incertidumbre se restringirían drásticamente, mejorando la calidad de la estimación efectuada con el modelo de dispersión. Esto podría llevarse a la práctica mediante la obtención de (i) datos medidos con instrumental de mayor sensibilidad a los cambios de dirección y velocidad del viento y (ii) mediante la obtención de mediciones efectuadas sobre las emisiones de la fuente.

7. CONCLUSIONES

En este trabajo fue estimada la variabilidad y la incertidumbre en el modelado de la concentración de PM10. El caso de estudio utilizado fue una fuente puntual ubicada a 2 km de Malagueño, provincia de Córdoba, perteneciente al horno de clinker de un proceso de producción de cemento. Para el análisis de incertidumbre se empleó el modelo ISC en combinación con el método de Monte Carlo. En cuanto a la meteorología utilizada, provista por el SMN, presenta saltos discretos para los datos de velocidad y la dirección del viento, a pesar de que ambas son variables continuas. Por ello se estudió como se propaga esta fuente de incertidumbre a través de considerar ambas situaciones: (i) dirección y velocidad del viento descrita con funciones de probabilidad continuas y (ii) caracterizándolas con funciones discretas. Por otra parte, como no se dispone de datos de

monitoreo ni acceso a los datos del balance de material del proceso, se recurrió al método de estimación de los factores de emisión, lo cual también introduce incertezas al cálculo. Con las distribuciones descritas, se ejecutaron 10 corridas (2 corridas por año) de 100 mil iteraciones, calculando la distribución concentraciones del receptor ubicado en el punto de máxima exposición. Como resultado, se pudo observar que al definir la velocidad y dirección con distribuciones discretas produce concentraciones más altas respecto de su contrapartida, componiendo bandas de incertidumbre muy amplias sobre todo entre los percentiles 30 y 90. Con un 90% de confianza, el percentil 90 y el 95 de los promedios horarios de concentración fueron de $3.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $3.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente. Finalmente, y mediante el análisis de sensibilidad, se determinó que la dirección y las variables de emisión son los factores de mayor peso sobre la incertidumbre en la cola de la distribución. Por lo que mejorar la calidad de los datos de estas variables, podría disminuir considerablemente la incertidumbre en la concentración modelada con ISC.

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] Hogrefe C. y Rao S. T., "Demonstrating Attainment of the Air Quality Standards: Integration of Observations and Model Predictions into the Probabilistic Framework", *Journal of Air and Waste Management Association*. Vol. 51, pp. 1060-1072 (2001).
- [7] Turner D. B. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modelling*, Lewis Publishers (1994).
- [8] Csanady G. T., "Concentration Fluctuations in Turbulent Diffusion", *Journal of Atmospheric Science*. Vol. 24, pp. 21-28 (1967).
- [9] USEPA, *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISCST3) Dispersion Models*, Volume I - User Instructions (1995).
- [10] 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).

- [11] Hubbard D., *How to Measure Anything: Finding the Value of Intangibles in Business, 2nd Edition*, Wiley, (2010).
- [12] Glasserman P., *Monte Carlo methods in financial engineering*. Springer-Verlag, (2003).
- [13] Graettinger A. J. y Dowding C. H., “Quantifying exploration sufficiency while accommodating judgment”, *Mathematical Geology*, Vol. 33, pp. 133-153 (2001).
- [14] Raychaudhuri S., *Introduction to Monte Carlo simulation*. Proceedings of the 2008 winter simulation conference. Miami, Florida. pp. 91-100 (2008).
- [15] WHO. *Particulate matter air pollution: how it harms health*. World Health Organization. Disponible en: <http://www.chaseireland.org/Documents/WHOParticulateMatter.pdf> (2005).
- [16] USEPA. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources, AP-42*, Fifth Edition (1995).
- [17] Schvarzer J. y Petelski N. C. “La industria del cemento en la Argentina. Un balance de la producción, la capacidad instalada y los cambios empresarios, tecnológicos y de mercado durante las últimas dos décadas” CESP (2005).
- [18] Farfaro Ruiz B., “Desarrollo y límites de la industria argentina de cemento (1970-2009)”. *XXII Jornadas de Historia Económica*, (2010). Disponible en: <http://www.aahe.fahce.unlp.edu.ar/Jornadas/xxii-jornadas-de-historia-economica/ponencias/farfaroruiz>
- [19] Diario Ámbito Financiero. Con fecha 19 de noviembre de 2012. Disponible en: <http://www.ambito.com/noticia.asp?id=663747>
- [20] EQM, *Air dispersion modeling report Class II and Ambient Air Quality Standards (AAQS) analysis Carolinas Cement Company*. (2008). Disponible en: http://daq.state.nc.us/permits/psd/docs/titan/Tab_E_Class_II_AAQS_Modeling_Report.pdf
- [21] Schneider M., Kuhlmann K. y Söllenböhmer F., “PCDD/F-Emissions from German Cement Clinker Kilns, Organohalogen Compounds”, *Forschungsinstitut der Zementindustrie*, Vol. 27, (1996). Disponible en: http://www.coprocem.com/documents/pcdd-f_paper_sl.pdf/view
- [22] European Commission. *Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries. Integrated Pollution Prevention and Control* (2000). Disponible en: http://old.vpvb.gov.lv/ipcc/bat/bat_ES/Ecement.pdf
- [23] NEPA. *Air dispersion modeling report for the proposed 5000 MTPD cement manufacturing facility to be located at Bodles*, (2004). Disponible en: http://www.nepa.gov.jm/eias/kingston/cement_jamaica/cemet_plant_quarry/appendices/AIR%20DISPERSION%20MODELING%20REPORT%20Nov%2004.pdf
- [24] Rao K. S., “Uncertainty Analysis in Atmospheric Dispersion Modelling”, *Pure and Applied Geophysics*. Vol. 162 pp. 1893-1917 (2005).
- [25] EPA. *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*. Office of Emergency and Remedial Response. (2002).
- [26] Saltelli A., Ratto M., Andres T., Campolongo F., Cariboni J., Gatelli D. Saisana M. y Tarantola S. *Global Sensitivity Analysis*, John Wiley & Sons (2008).

DISPERSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EMITIDO DESDE UN COMPLEJO INDUSTRIAL: COMPARACIÓN DE RESULTADOS

Diez¹, Sebastián C.; Abril², Gabriela A.; Piccioni¹, Martín N. y Britch¹, Javier

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>

2: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales
Universidad Nacional de Córdoba
Av. Vélez Sarsfield 299 2ª piso, Ciudad Universitaria, Córdoba.
e-mail: g.alejandra.abril@gmail.com, web: <http://imbiv.unc.edu.ar>

Resumen. *El empleo de modelos de dispersión permite estimar con un grado razonable de certidumbre las concentraciones de un determinado contaminante, como así también identificar las causas que provocan que se excedan determinados niveles de seguridad para la salud. En el presente trabajo se estiman las concentraciones de TSP emitido desde un complejo industrial dedicado a la manufactura de cemento en la Provincia de Córdoba. Los modelos utilizados fueron ISC, ISC-PRIME y AERMOD, desarrollados para la aplicación regulatoria en la estimación de concentraciones ambientales. Para ello fueron estimadas las tasas de emisión de las fuentes puntuales y difusas del complejo industrial, y en segunda instancia se procesaron 5 años de datos meteorológicos provistos por el SMN. Con esta información se estimaron las concentraciones de TSP sobre el área de estudio. Por otra parte y mediante una campaña de muestreo de 62 días consecutivos se obtuvieron datos experimentales de concentración de TSP en dos sitios localizados en las inmediaciones de la planta productiva, permitiendo evaluar la performance de los modelos aplicados. Si bien los modelos presentaron indicadores de desempeño similares, AERMOD fue levemente superior, por lo que fue el modelo escogido para modelar la dispersión en la zona circundante.*

Palabras clave: Dispersión, evaluación del desempeño, ISC, ISC-PRIME, AERMOD.

1. INTRODUCCIÓN

El material particulado (PM) es considerado como uno de los agentes más importantes en términos de sus efectos sobre la salud, afectando a más personas que cualquier otro contaminante atmosférico [1]. A pesar de que un gran porcentaje de las partículas

inhaladas son luego expulsadas por los mecanismos del sistema respiratorio (partículas inhalables), las partículas más pequeñas (partículas respirables) se alojan en los capilares y alvéolos del pulmón, causando por ejemplo el retraso del intercambio de oxígeno y dióxido de carbono en la sangre. Los más sensibles a estas condiciones incluyen a aquellas personas con problemas del corazón, enfermedades respiratorias (enfisema, bronquitis y asma) y a los ancianos y niños [2]. Por otra parte, colectivamente se denomina “material particulado suspendido total” o TSP a las partículas menores a los 100 μm que se encuentran en el aire [3]. Estas partículas son emitidas desde fuentes naturales (suelo, bacterias y los virus, polen, etc.) pero también por procesos industriales (minería, manufactura de cemento, construcción, producción de cerámica y ladrillos, etc.), el tráfico de vehículos y los procesos de combustión (combustión doméstica de carbón, incineradores industriales, centrales térmicas, etc.) [4]. En cuanto a las actividades relacionadas a la producción del cemento, el PM es generado principalmente durante los procesos de perforación y voladura (en cantera) y a la trituración y molienda (en planta). El PM emitido en este tipo de actividad es generalmente caracterizado como un polvo de color gris, con un diámetro aerodinámico variable [5]. Aunque existe una relación no lineal entre las emisiones y las concentraciones de un contaminante en un punto, debido a los procesos dinámicos complejos que tienen lugar en la atmósfera [6], los modelos de dispersión permiten aproximar esta correspondencia con aceptable exactitud. Más aún si la información suministrada es representativa del escenario que se intenta significar, esto es las tasas de emisión, la ubicación de receptores, los datos meteorológicos y la topografía del terreno, entre otras [7].

EL objetivo de este trabajo es estimar la dispersión del material particulado suspendido total emitido desde un complejo industrial dedicado a la manufactura de cemento, estimando la concentración del mismo con los modelos ISC, ISC-PRIME y AERMOD. Las tasas de emisión de las fuentes puntuales y difusas fueron estimadas a través de los factores las de emisión para la industria cementera. Los datos meteorológicos (2006-2010) fueron obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional y del Administración Nacional del Océano y la Atmósfera de los EE. UU. Por otra parte y mediante una campaña de muestreo de 62 días consecutivos se obtuvieron datos experimentales de concentración de TSP (en 24 horas) en dos sitios localizados en las inmediaciones de la planta productiva, y analizar de esta forma la performance de los modelos.

2. ISC, ISC-PRIME Y AERMOD

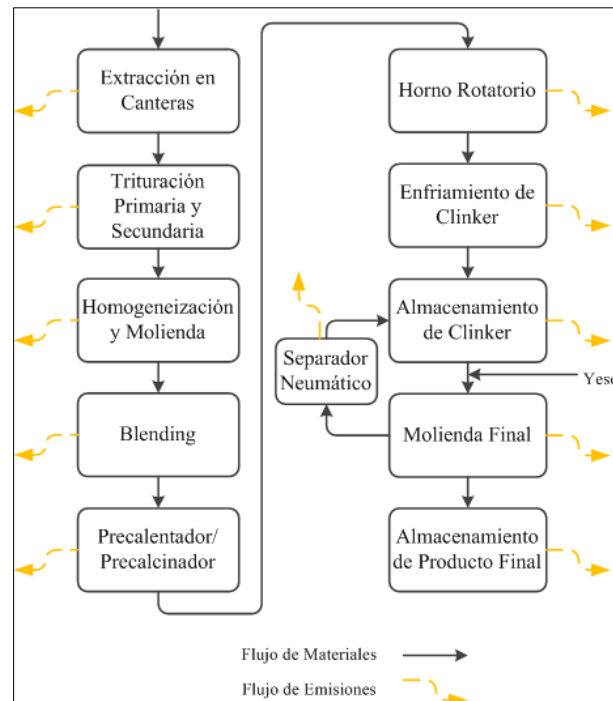
ISC, ISC-PRIME y AERMOD se basan en el modelo de la pluma gaussiana desarrollado en los años sesenta, el cual supone que la concentración del contaminante a sotavento puede ser representada por una distribución bi-gaussiana [8-10]. El modelo ISC es un modelo creado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA), con la capacidad de modelar fuentes puntuales (elevadas o a nivel del suelo), fuentes de área (por ejemplo zonas de actividad minera), fuentes volumétricas (varias fuentes puntuales de distintas alturas de emisión), y minas a cielo abierto [11]. En segundo término, ISC-PRIME toma la base de ISC, incorporando como diferencia sustancial los algoritmos

denominados “PRIME” (Plume Rise Model Enhancement) que mejora el tratamiento de los efectos turbulentos por la presencia de edificios cercanos a la fuente (Building Downwash) [12]. PRIME calcula la pendiente local de línea media de flujo, como una función de la proyección del edificio, acoplado con el modelado numérico de la elevación de la pluma para determinar cómo cambia su ubicación con la distancia a sotavento [13]. Por último, AERMOD, modelo desarrollado por la Sociedad Meteorológica Americana y la USEPA, también se basa en ISC, pero con la diferencia fundamental en que describe la no homogeneidad vertical en la capa límite planetaria (PBL) de una forma más realista. Mientras ISC (e ISC-PRIME) utiliza la denominada estabilidad atmosférica (función que puede tomar 6 valores discretos, desde “A”: muy inestable, hasta “F”: muy estable) para caracterizar la turbulencia en la PBL, AERMOD lo modela a través la longitud de Monin-Obukhov, la cual es una función continua, que se define como la altura sobre el suelo a la que la turbulencia mecánica iguala a la turbulencia debida a la flotabilidad [14]. Si bien desde 2006 AERMOD es el modelo “preferido” de la EPA, ISC e ISC-PRIME (modelos alternativos), se continúan utilizando para una diversidad de aplicaciones [15].

3. PROCESO PRODUCTIVO Y FUENTES EMISORAS DE MP

Las etapas principales en la producción de cemento se pueden resumir en: (i) extracción del material de canteras, (ii) trituración, (iii) premezclado, (iv) molienda de crudo y mezcla, (v) cocción y enfriamiento de clinker y (vi) molienda final. Las materias primas requeridas para la elaboración del cemento (caliza, arcilla, arena y yeso), son extraídos de las canteras mediante perforación, voladura y excavación. Una vez extraído el material, éste pasa por una trituración primaria para luego ser transportado a la planta para su almacenaje. En esta etapa, mediante el mezclado, la trituración y el tamizado, se acondicionan los materiales que vienen de la cantera. Una vez homogeneizado, el material ingresa a un horno rotativo de alta temperatura (850-1450°C) en el cual se seca, precalienta, calcina y sinteriza para producir clinker de cemento. Los gases de salida del horno se pasan a través de un dispositivo de depuración (precipitador electrostático o filtro de mangas) para la separación del polvo antes de que se emitan a la atmósfera por la chimenea principal. El clinker es enviado al enfriador, en donde se recupera parte del calor para devolverlo al proceso, reduciendo así la temperatura del mismo a un nivel apto para su manipulación posterior. Luego se mezcla el clinker con los aditivos deseados (por ejemplo yeso) y se los muele en el molino de cemento. De aquí parte el producto final, el cual puede ser expedido a granel o bien embolsado. Desde la extracción del material de cantera hasta el embalado y despacho se generan emisiones de material particulado, las cuales son proporcionales al volumen de material procesado. Las principales emisiones en el proceso de obtención de la materia prima se deben a la voladura de rocas, operaciones de carga y descarga, tránsito de vehículos pesados y durante la trituración. Los factores que contribuyen en mayor medida a la generación de PM son (i) la naturaleza de la roca explotada (dureza, fragilidad, resistencia, etc.), (ii) la humedad de la roca, (iii) el tipo de proceso (maquinaria empleada, volumen de producción, etc.) y (iv) la meteorología (velocidad y dirección del viento, cantidad de precipitaciones, etc.) [16]. Ya en la planta

de producción, las emisiones se originan en los silos de almacenamiento, en la molienda de crudo, la clinkerización (y posterior enfriamiento de clinker), la molienda de cemento, en el transporte interno de material y en la expedición del producto final [17]. En la figura



1 se indican las emisiones de PM en las principales etapas del proceso.

Figura 1. Emisiones de PM en el proceso de producción del cemento.

4. CASO DE ESTUDIO

Las fuentes emisoras analizadas en este caso de aplicación pertenecen a un importante complejo industrial cementero radicado en Malagueño (Prov. de Córdoba). Malagueño se encuentra ubicado a 17 km en dirección Oeste de la Ciudad de Córdoba. El ejido municipal de Malagueño abarca 35 mil hectáreas y tiene unos 13 mil habitantes distribuidos en 13 barrios. La característica principal de estos barrios es su alejamiento del núcleo urbano central y las distancias relativamente extensas que separan unos de otros [18]. Esta localidad es predominantemente industrial, dedicada principalmente a la explotación minera de la cal, actividad iniciada a principios del siglo XIX y con un crecimiento ininterrumpido hasta nuestros días. En Malagueño se encuentran las empresas más importantes de la Provincia dedicadas a la explotación de canteras, las cuales generan material particulado debido a las operaciones de triturado y molienda, en el transporte del material rocoso, en operaciones de carga y descarga, por el arrastre del viento en lugares de estiba y almacenamiento. El PM es transportado por el viento a las inmediaciones recubriendo las superficies de campos, viviendas y la vegetación, imprimiéndoles un color blanco grisáceo típico de la zona, pero además trae aparejado impactos a la salud de las



personas relacionado principalmente a problemas respiratorios [19].

Figura 2. Localización de las áreas residenciales más próximas (M: Malagueño, Y: Yocsina, L: La Perla, A: Ampliación La Perla, S: Santa Bárbara, P: Punta de Agua, V: Villa San Nicolás).

4.1 Cálculo de las tasas de emisión

Para estimar las emisiones procedentes de la producción cementera se utilizó la técnica de estimación de los factores de emisión. Un factor de emisión es una herramienta que se utiliza para estimar las emisiones al medio ambiente, relacionando la cantidad de sustancias emitidas desde una fuente y la actividad asociada a las emisiones [20]. Para la estimación de las emisiones, ha sido utilizado el método de los factores de emisión, tomando como referencia el “Manual técnico para la estimación de emisiones” emitido por el Gobierno de Australia [21] y la guía AP-42 “Recopilación de factores de emisión de contaminantes” de la USEPA [22].

a) Para fuentes puntuales se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$E_{PM} = AR \cdot Op_{hs} \cdot EF_{PM} \quad (1)$$

E_{PM} : tasa de Emisión de PM [kg/año]

AR: tasa de actividad [ton/hr]

Op_{hs} : horas de operación [hr/año]

EF_{PM} : factor de emisión de PM no controlado [kg/ton]

b) Para canteras y pilas de almacenamiento de material:

$$E_{PM} = A \cdot EF_{PM} \quad (2)$$

E_{PM} : tasa de Emisión de PM [kg/año]
 EF_{PM} : factor de emisión de PM [kg/ha/hr]
 A: área de la emisión [ha]

c) Para tráfico de camiones:

$$E_{PM} = VKT \cdot EF_{PM} \quad (3)$$

E_{PM} : tasa de Emisión de PM [kg/año]
 EF_{PM} : factor de emisión de PM [kg/VKT]
 VKT: kilómetros recorridos por vehículo por año [km/año]

Dado que no fueron tenidas en cuenta aquellas fuentes de origen no industrial (tráfico vehicular no industrial, quema de basura, incendios, erosión del viento, resuspensión de partículas, etc.), las emisiones del complejo cementero fueron estimadas de forma conservadora, por ejemplo sin tener en cuenta los sistemas de remoción comúnmente utilizados en estos procesos. De todas formas actualmente se está trabajando para disminuir dicha incerteza.

En el caso de las fuentes puntuales, la tasa de actividad fue tomada de Schvarzer [23] y resumida en la tabla 1, y las horas de operación se calcularon suponiendo 30 días no laborables al año. Los resultados obtenidos se muestran en las figuras 3 y 4.

Datos	Planta 1	Planta 2
Proceso	Seco	Seco
Molinos	2	1
Hornos	2	2
Molienda anual cemento	1200000 tn/año	1500000 tn/año
Producción anual clinker	540000 tn/año	900000 tn/año
Tipos de Filtros	mangas	mangas

Tabla 1. Datos generales de las plantas cementeras [24].

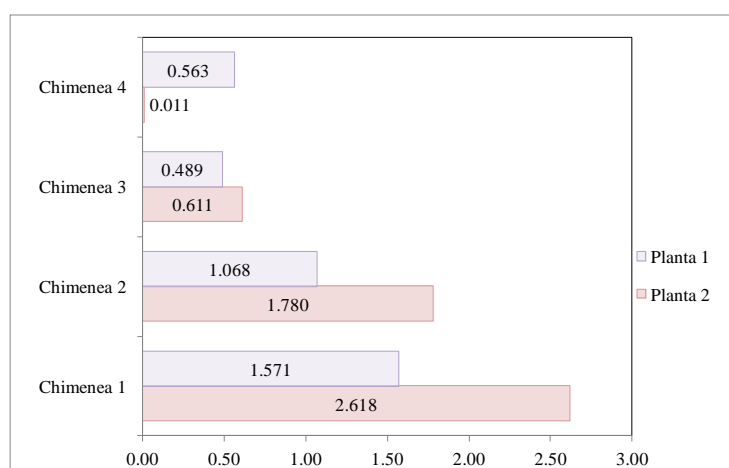


Figura 3. Tasas de emisión fuentes puntuales en [g/s] (Plantas 1 y 2).

En cada planta se consideraron diferentes fuentes difusas: pilas de stock, escombreras, silos, caminos de ripio, etc. También se tuvo en cuenta la zona de canteras utilizadas para la extracción de piedra caliza, agregados pétreos y áridos a partir del material estéril. El área fue estimada de forma aproximada mediante imágenes satelitales. También se estimaron las emisiones desde los caminos de ripio utilizados para el transporte en la zona de trituración primaria, considerando únicamente el efectuado por grandes camiones. La información utilizada fue el peso aproximado de los camiones (tanto en vacío, como cargado), la cantidad de viajes por día y la distancia promedio recorrida. A continuación se resumen las emisiones calculadas:

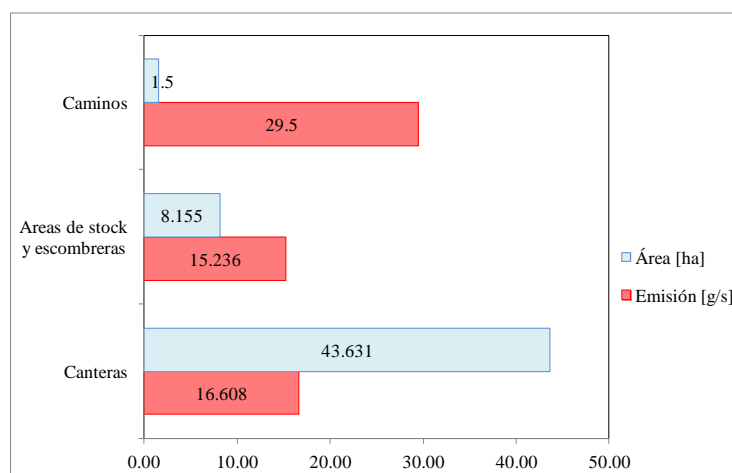


Figura 4. Tasas de emisión y superficie abarcada por las fuentes difusas.

5. METEOROLOGÍA

La utilización de datos meteorológicos tomados en emplazamientos poco representativos o alejados del lugar de aplicación puede ocasionar la introducción de incertezas en el

modelado [24]. A pesar de ello, al no disponer en la zona de estudio de estaciones meteorológicas, se utilizaron datos provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y de la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA) de los EE.UU. Los información obtenida del SMN consta de dos periodos de tiempo, el primero de 2006 a 2010 y el segundo entre el 25 de junio y el 25 de agosto de 2012 (período de muestreo). Ambos conjuntos corresponden a datos horarios de dirección y velocidad del viento, temperatura ambiente y estabilidad atmosférica, medidos en el Aeropuerto Internacional Ambrosio Taravella, distante de la zona de aplicación unos 20 km. Por otra parte, la altura de la capa de mezcla fue obtenida NOAA, lo cuales no son observaciones sino información resultante de modelados meteorológicos (Global Data Assimilation System) con una resolución horizontal de 1° (~111 km). A continuación se ilustran, las frecuencias de direcciones y velocidades para el período 2006-2010 medidos en el aeropuerto. En estas gráficas se indican las direcciones hacia donde se dirige el flujo de aire, debido a que se quiere conocer las direcciones preferenciales hacia dónde se desplaza la pluma de contaminantes.

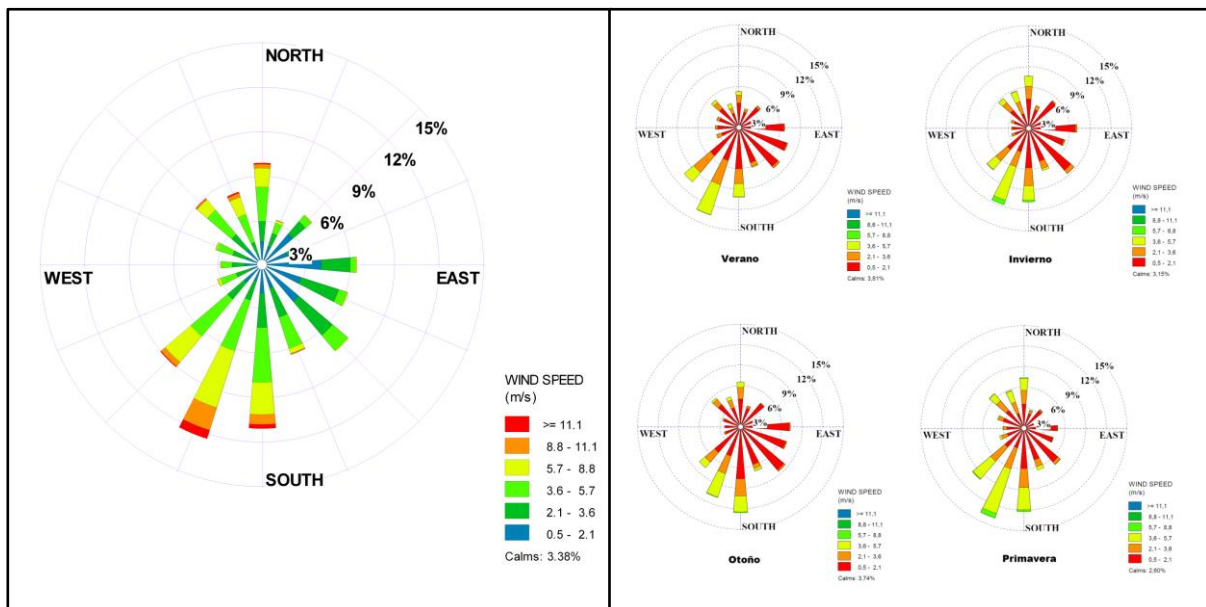


Figura 5. Rosa de los vientos período (izq.) y por estación (der.) (Período 2006-2010)

Las direcciones del viento con mayor periodicidad son aquellas que se dirigen hacia el sur y suroeste. La frecuencia es prácticamente invariable año a año, mientras que estacionalmente se observan mayores diferencias. Para la primavera, se observa el menor porcentaje de calmas y tanto la velocidad como la frecuencia de vientos provenientes del sur se ven incrementadas, detectándose velocidades máximas de viento dentro del rango de 5.7 y 8.8 m/s.

6. RESULTADOS

6.1 Monitoreo material particulado

Entre junio y agosto de 2012 se realizó el monitoreo de material particulado TSP, utilizando muestreadores de particulado de alto caudal (marca Handi-Vol) en dos sitios localizados en las inmediaciones del la zona analizada, el primero en el barrio de Yocsina ($31^{\circ} 26' 40''$ S, $64^{\circ} 22' 01''$ O) y el segundo en el barrio 17 de Octubre ($31^{\circ} 27' 34''$ S, $64^{\circ} 21' 14''$ O). En la figura siguiente se exhiben los resultados obtenidos para los 62 días de monitoreo.

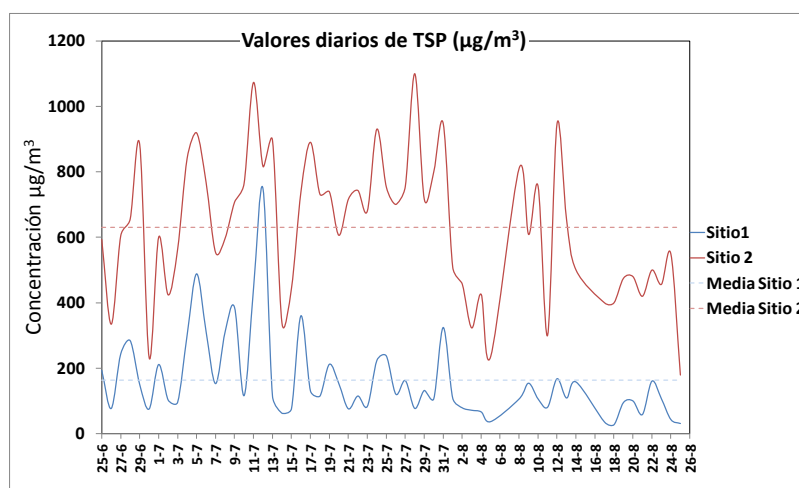


Figura 6. Concentraciones observadas entre el 25/06/2012 y el 25/08/2012.

Como se puede notar las concentraciones observadas presentan variaciones pronunciadas, con la particularidad de que ambos sitios siguen tendencias de crecimiento/decrecimiento similares. Esto parecería indicar que dichas fluctuaciones tienen el mismo origen. Para el Sitio 1, la concentración varía entre 27.4 y $747.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio $159.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y para el Sitio 2 va de 179.4 y $1099.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio $612.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estas diferencias se deben al hecho de que en las inmediaciones al Sitio 2, las calles en su mayoría son de ripio, las cuales emiten particulado debido al arrastre del viento y el paso de los vehículos.

6.2 Performance de los modelos

La zona bajo estudio ha sido representada por una grilla de 6000 metros de largo por 6000 metros de ancho (36 km^2) con un total de 931 nodos separados entre sí 200 metros. La grilla abarca Malagueño, Yocsina, La Perla y Ampliación La Perla. Para modelar la dispersión con los tres modelos, se han considerado las mismas opciones de modelado: la topografía del terreno (resolución de 90m), el efecto de la presencia de los edificios (Building Downwash) y emisiones continuas. En las siguientes figuras se representan los valores obtenidos con los tres modelos para los días del muestreo en ambos sitios.

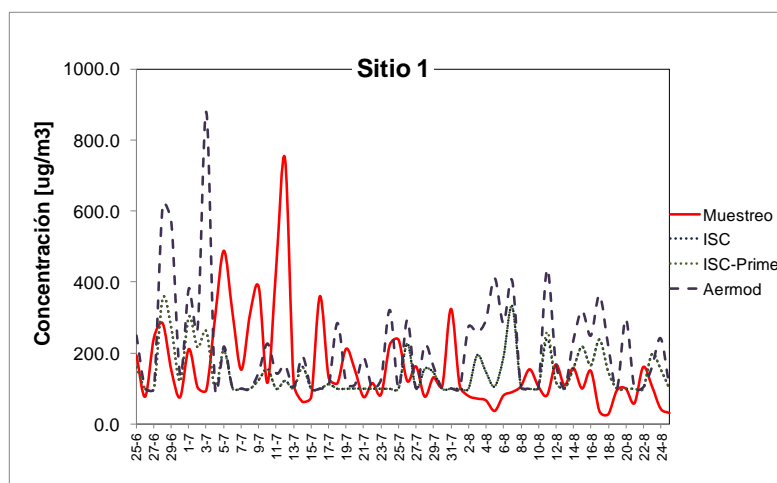


Figura 7. Concentraciones modeladas Sitio 1 (25/06/2012 al 25/08/2012).

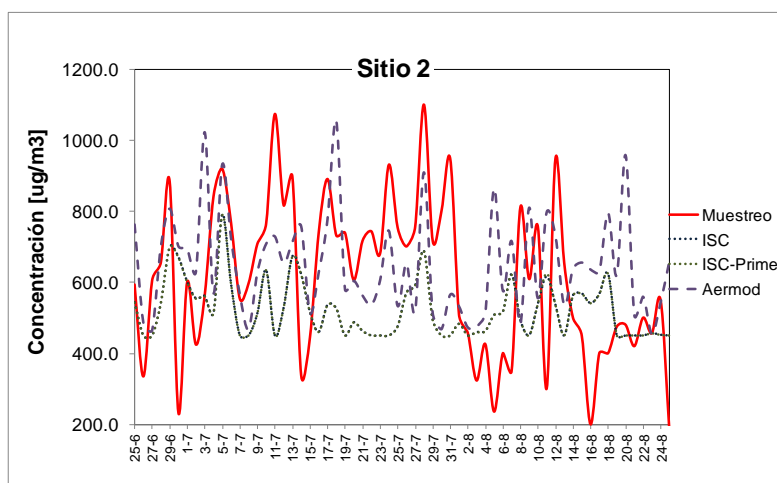


Figura 8. Concentraciones modeladas Sitio 2 (25/06/2012 al 25/08/2012).

Las concentraciones modeladas por ISC e ISC-PRIME son semejantes, presentando diferencias (en promedio) del orden de las $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Como ya se dijo ISC-PRIME se diferencia de ISC en que modela de forma más realista el efecto de los edificios sobre las fuentes puntuales, razón por la cual se concluye que este efecto no es importante en el sitio de muestreo y/o que el peso que tienen las fuentes puntuales en la dispersión de PM es muy inferior al de las difusas. En el caso de las concentraciones simuladas por AERMOD, los picos y valles se dan en su mayoría en localizaciones análogas a las de ISC e ISC-PRIME, con diferencias que resultan 10% mayor en promedio.

La performance de los modelos fue evaluada mediante la comparación de las concentraciones predichas y medidas durante los 62 días de muestreo, sin incluir a ISC

dada la similitud de los resultados respecto de ISC-PRIME. Para este análisis se estimaron las siguientes métricas: Sesgo Fraccional (FB), el Sesgo Geométrico Medio (MG), Error Cuadrático Medio Normalizado (NMSE) y la Fracción de Predicciones dentro de un Factor de 2 (FAC2) [25]. Las expresiones matemáticas de estos índices son:

$$FB = \frac{\bar{P} - \bar{O}}{0.5(\bar{P} + \bar{O})} \quad (4)$$

$$NMSE = \frac{\overline{(P - O)^2}}{\bar{P} \cdot \bar{O}} \quad (5)$$

$$GM = \exp(\overline{\ln O} - \overline{\ln P}) \quad (6)$$

$$FAC2 = \text{Fracción de predicciones que cumplen con la expresión: } 0.5 \leq P/O \leq 2 \quad (7)$$

O y P son, respectivamente, las concentraciones observadas y predichas. FB es una medida lineal y refleja el grado de coincidencia entre la media estimada y la observada de la concentración. Se extiende entre -2 (subestimación extrema) y +2 (sobrestimación extrema), siendo FB = 0 si se tratara de un “modelo perfecto”. MG es también una medida lineal, y refleja el grado de sesgo de la media geométrica en lugar de la media aritmética. Un modelo perfecto tendría como resultado en la MG = 1, mientras que una MG de 0.25 o 4, revela una sobreestimación o una subestimación por un factor de 4, respectivamente. NMSE es una medida de la dispersión y refleja tanto los errores aleatorios sistemáticos como no sistemáticos, por lo que valores bajos de NMSE indican una buena performance. FAC2 es la medida más robusta, ya que refleja el porcentaje de concentraciones predichas que se encuentran dentro de un factor de dos de las observaciones. Se considera que la performance del modelo es aceptable si, $NMSE < 4$, $-0.3 < FB < 0.3$, $0.7 < MG < 1.3$ y $FAC2 > 0.5$ [26]. En la tabla 2 se exponen los resultados de la evaluación de la performance.

Modelo		FB	NMSE	FAC2	MG
Sitio 1	ISC-Prime	-0.101	0.923	0.55	1.06
	Aermod	0.279	0.737	0.57	1.04
Sitio 2	ISC-Prime	-0.157	0.182	0.87	0.91
	Aermod	0.057	0.153	0.89	1.12

Tabla 2. Indicadores de la evaluación de la performance de los modelos.

Como se aprecia, los indicadores para ambos sitios revelan una performance similar de

AERMOD y de ISC-PRIME (y por ende de ISC), tanto en el Sitio 1 como en el 2. El Sesgo Fraccional de AERMOD es en valor absoluto mayor en el Sitio 1, expresando un mayor desvío de la media estimada respecto de la media de las mediciones, situación que se revierte para el Sitio 2. La otra métrica que señala los errores sistemáticos, MG, indica que la media de PRIME tiene un desvío mayor (en escala logarítmica) comparado con la media del muestreo, lo cual en principio resulta opuesto a lo inferido a través de FB. Esta aparente contradicción entre FB y MG da la pauta de la paridad en ambos sitios de los modelos evaluados. En cuanto a los errores aleatorios, el NMSE señala un mejor desempeño de AERMOD, tanto en el Sitio 1 como el 2. Por último, e inclinando levemente la balanza, el FAC2 (proporción de valores predichos dentro del factor de 2 de las mediciones) de AERMOD es superior en los dos sitios de muestreo. Por esta razón, se caracterizará la dispersión del MP en la zona de estudio con el modelo AERMOD. En la figura 9 se muestran los gráficos de FAC2 para AERMOD.

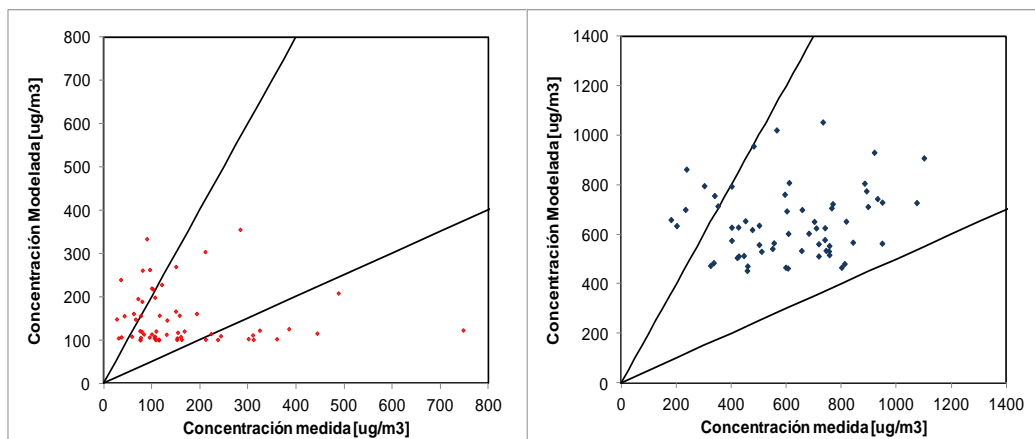


Figura 9. Gráfico del FAC2 de los resultados de AERMOD (Sitio 1 izquierda, Sitio 2 derecha).

6.3 Variación espacial de TSP

Las figuras 10 y 11 muestran las isólineas de concentraciones máximas de PM (en 24hs y un año) para el período 2006-2010 según la estimación hecha con AERMOD. Se puede observar que las concentraciones máximas se dan en la zona de canteras y en los caminos utilizados el transporte del material, presentando valores muy elevados. También se observa un decrecimiento muy rápido de las concentraciones a medida que crece la distancia a los focos emisores, lo cual está vinculado con que la velocidad a que las partículas caen al suelo aumenta logarítmicamente con el tamaño. Para el caso de las concentraciones promediadas en 24 hs (figura 10), los resultados del modelado indican que existen zonas pobladas en que los máximos exceden al menos una vez al año los $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en base anual se superan los $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

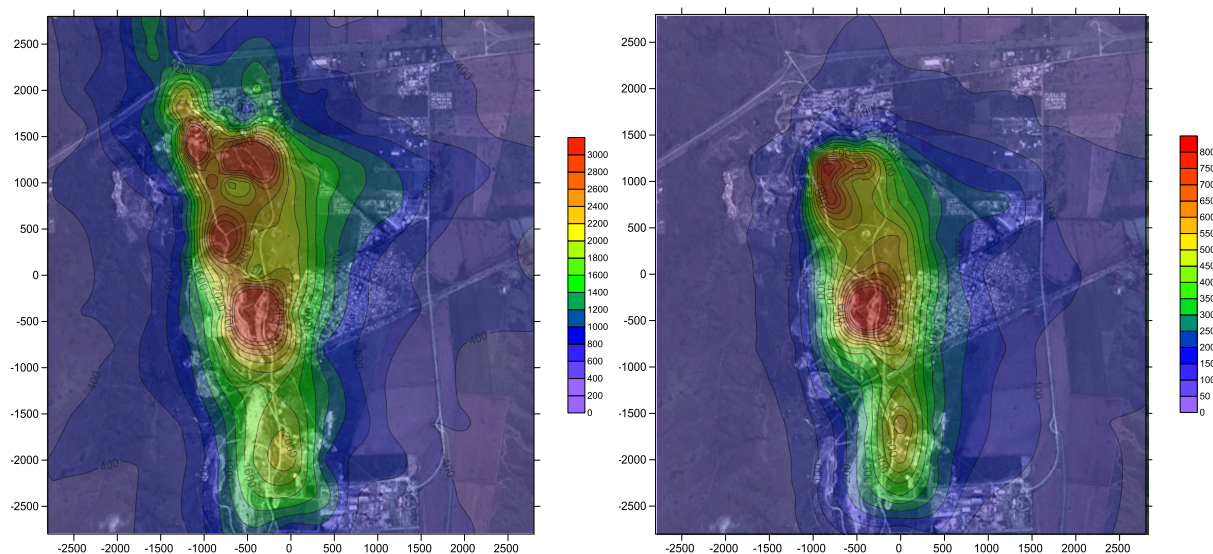


Figura 10. Concentraciones máximas (izq. promedios 24hs, der. promedio anual).

7. CONCLUSIONES

En el presente trabajo fueron estimadas las concentraciones de MP emitido desde un complejo industrial cementero, utilizando como herramientas clave tres modelos computacionales: ISC, ISC-PRIME y AERMOD. Los datos requeridos por los modelos son la meteorología y las tasas de emisión, además de las características del terreno. Las tasas de emisión de las fuentes puntuales y difusas fueron estimadas conociendo características típicas del proceso y la tasa de actividad del mismo. En el caso de los datos meteorológicos, fueron provistos por el SMN en el período 2006-2010. Las concentraciones estimadas por ISC e ISC-PRIME fueron muy similares, presentando diferencias del orden de las $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En el caso de AERMOD, si bien los picos y valles se dan en su mayoría en localizaciones análogas a los de ISC e ISC-PRIME, presenta diferencias que resultan en promedio 10% mayor. Por otra parte y mediante una campaña de muestreo de 62 días consecutivos se obtuvieron datos experimentales de concentración de TSP (en 24 horas) en dos sitios localizados en las inmediaciones de la planta productiva. Con esta información se pudo evaluar el desempeño de los modelos, mediante la utilización de distintas métricas como indicadores de la performance: el Sesgo Fraccional, el Sesgo Geométrico Medio, el Error Cuadrático Medio Normalizado y la Fracción de Predicciones dentro de un Factor de 2. Dada la similitud entre las estimaciones de ISC e ISC-PRIME, solamente se explicitaron los indicadores de este último. En ambos sitios la performance de los modelos fue aceptable y muy pareja, siendo AERMOD levemente superior a ISC-PRIME, por lo que la caracterización de la dispersión del MP en la zona de estudio fue efectuada con AERMOD. Las isolíneas de concentraciones muestran un rápido decrecimiento con la distancia a los focos emisores, encontrándose las zonas de máxima en las canteras y caminos utilizados para la extracción y transporte de la materia prima, con valores muy elevados. Para el caso de las

concentraciones promediadas en 24 hs (figura 10), los resultados del modelado indican que existen zonas pobladas en que los máximos exceden al menos una vez al año los 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que en base anual superan los 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

REFERENCIAS

- [1] WHO, *Particulate matter air pollution: how it harms health*. World Health Organization. (2005). Disponible en:
<http://www.chaseireland.org/Documents/WHOParticulateMatter.pdf>
- [2] Curtis L., Rea W., Smith-Willis P., Fenyves E., Pan Y., “Adverse health effects of outdoor air pollutants”, *Environment international*. Vol. 32, pp. 815-30 (2004).
- [3] Krupa S., O’Neill S., Faulkner B. y Shaw B., *Differences in the Chemical Composition of Particulate Matter (PM) by their Size and their Importance in Ambient Sampling of PM*, Agricultural Air Quality Task Force (AAQTF) Air Quality Standards Subcommittee (2009).
- [4] Kiely, G. *Environmental Engineering*, McGraw-Hill Higher Education. (1999).
- [5] Yang C., Chang C., Tsai S., Chuang H., Ho C., Wu T. y Sung F., “Preterm delivery among people living around Portland cement plants”, *Environmental Research*. Vol. 92, pp. 64-68 (2003).
- [6] Pérez Camaño J., *Sistema integrado para la modelización y el análisis de la calidad del aire en modo operacional*, Universidad Politécnica de Madrid. Facultad de informática (2004).
- [7] Ghenai C. y Lin C., “Dispersion Modeling of PM10 Released during Decontamination Activities”, *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 132, pp. 58-67 (2006).
- [8] Turner D. B. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, U.S. Department of Health, Education and Welfare, National Air Pollution Control Administration (1970).
- [9] Gifford F. A. “Atmospheric Dispersion Calculations Using the Generalized Gaussian Plume Model”, *Nuclear Safety*. Vol. 2, pp. 56-59 (1960).
- [10] Pasquill F. *Atmospheric Diffusion. The Dispersion of Windborne Material from Industrial and Other Sources (2nd Ed)*, John Wiley and Sons (1974).
- [11] USEPA, *User’s Guide for the Industrial Source Complex (ISCST3) Dispersion Models, Volume I - User Instructions*, U.S. Environmental Protection Agency (1995).
- [12] Schulman L. L., Strimaitis D. G., y Scire J. S., “Development and evaluation of the PRIME plume rise and building downwash model”, *Journal of Air and Waste Management Association*. Vol. 50, pp. 378-390 (1998).
- [13] Schulman L. L., Strimaitis D. G., y Scire J. S., *Addendum to ISC3 users guide: The PRIME plume rise and building downwash model*, U.S. Environmental Protection Agency (1997). Disponible en:
<http://www.epa.gov/scram001/7thconf/iscprime/useguide.pdf>.
- [14] USEPA, *User’s Guide for the AMS/EPA Regulatory Model - AERMOD*, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency (2004).

- [15] USEPA, *Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions* U.S. Environmental Protection Agency (2005).
- [16] Torno-Lougedo, *Emisiones de material particulado en almacenamiento de minerales a la intemperie*, Departamento de explotación y prospección de minas. Universidad de Oviedo, España. (2008).
- [17] Marlowe L. y Mansfield D., *Toward a Sustainable Cement Industry, Substudy 10: Environment, Health & Safety Performance Improvement*, World Business Council for Sustainable Development, AEA Technology Environment. (2002).
- [18] Sincich S. y Maggi R., *Prácticas culturales de recuperación documental: el archivo histórico de la Municipalidad de Malagueño*, Municipio de Malagueño, Provincia de Córdoba (2008). Disponible en:
<http://www.mundoarchivistico.com/?menu=articulos&id=116>
- [19] WHO, *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Summary of risk assessment*. World Health Organization (2006). Disponible en:
http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf
- [20] Abdul-Wahab S. A., “Impact of fugitive dust emissions from cement plants on nearby communities”, *Ecological Modelling*. Vol. 195, pp. 338-348 (2006).
- [21] National Pollutant Inventory (NPI), *Emission estimation technique manual for cement manufacturing*, Australian Government- Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts (2008).
- [22] USEPA, *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources, AP-42, Fifth Edition*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, (1995).
- [22] Schvarzer J. y Petelski N. C. “La industria del cemento en la Argentina. Un balance de la producción, la capacidad instalada y los cambios empresarios, tecnológicos y de mercado durante las últimas dos décadas” CESP (2005).
- [24] Rao K. S., “Uncertainty Analysis in Atmospheric Dispersion Modelling”, *Pure and Applied Geophysics*. Vol. 162 pp. 1893-1917 (2005).
- [25] Ghannam K. y El-Fadel M., “Emissions characterization and regulatory compliance at an industrial complex: an integrated MM5/CALPUFF approach”, *Atmospheric Environment*, Vol. 69, pp.156-169 (2013).
- [26] Donnelly R. P., Lyons T. J., Flassak T., “Evaluation of results of a numerical simulation of dispersion in an idealized urban area for emergency response modelling”, *Atmospheric Environment*. Vol. 43, pp. 4416-4423 (2007).

ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS AEROSOLES DERIVADOS DE LA ERUPCIÓN DEL COMPLEJO PUYEHUE /CORDON CAULLE 2011

Mulena^{1,2}, Celeste; Allende^{1,2}, David; Cremades^{1,2}, Pablo; Puliafito^{1,2}, S. Enrique y Lakkis^{3,4}, Gabriela

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: celeste.mulena@gmail.com, david.allende@frm.utn.edu.ar,
pablo.cremades@gmail.com, epuliafito@frm.utn.edu.ar

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

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

4: Equipo Interdisciplinario para el Estudio de Procesos Atmosféricos en el Cambio Global (PEPACG), Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA), Alicia Moreau de Justo 1300, Buenos Aires, Argentina
Email: gabyllakkis@uca.edu.ar

Resumen. *Las propiedades ópticas de los aerosoles atmosféricos volcánicos son uno de los factores que mayores incertidumbres presentan en cuanto al posible papel que juegan en el balance de energía en el sistema Tierra-atmósfera. En este trabajo se caracteriza la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas de los aerosoles volcánicos derivados de la erupción del Complejo Puyehue - Cordón Caulle en junio 2011 con el modelo FALL3D acoplado al modelo meteorológico de mesoescala WRF (Weather Research and Forecasting model). El sistema acoplado se configuró con opciones físicas adaptadas para el caso en estudio. Las salidas del modelo se compararon con mediciones de superficie de Aerosol RObotic NETwork (AERONET) y Light Detection And Ranging (LIDAR) y con imágenes del sensor Ozone Mapping Instrument (OMI). Los datos modelados y obtenidos de las mediciones mostraron en general un buen acuerdo. La metodología expuesta representaría una herramienta útil y robusto para estimar el impacto de aerosoles generados por este tipo de eventos excepcionales en diferentes puntos geográficos.*

Palabras clave: aerosoles volcánicos, FALL3D, AERONET, LIDAR, OMI, Erupción del Complejo Puyehue-Caulle.

1. INTRODUCCIÓN

Los aerosoles atmosféricos han sido definidos como partículas suspendidas en estado sólido o gaseoso. Estos pueden diferir en cuanto a sus formas, tamaños y tiempos de residencias en la atmósfera, además, de que ellos pueden ser antropogénicos o naturales según la procedencia de la fuente que le de origen. La carga de aerosol (Aerosol Loading), o la cantidad de aerosol en la atmósfera es usualmente cuantificada por la **concentración de la masa** o por una medida óptica, **el espesor óptico de aerosoles** [1].

La detección de los aerosoles y el monitoreo de ellos estudiados por el espesor óptico en diferentes longitudes de onda (entre 420 nm y 550 nm) se llevan acabo a través de los observaciones satelitales y terrestres. En el caso de las observaciones satelitales el espesor óptico se denominada en inglés Aerosol Optical Depth (AOD) mientras que en el caso de mediciones de superficie se utiliza el término Aerosol Optical Thickness (AOT). El AOD u AOT es una medición de la dispersión y absorción de luz visible por las partículas presentes en una columna vertical de la atmósfera, así es una medida cuantitativa del contenido total de aerosoles en la columna atmosférica y, por lo tanto, de la turbiedad atmosférica [1].

Las erupciones volcánicas proveen grandes cantidades en la atmósfera de aerosoles naturales, partículas de ceniza y gases. Estas emisiones dependiendo de la altura de inyección, pueden permanecer por varias semanas en la tropósfera e incluso durante varios meses en la estratósfera interviniendo de esta manera en el balance radiativo de energía de la Tierra [2]. En los niveles bajos de la atmósfera, las emisiones representan un gran riesgo para la salud y los animales [2]. En el ámbito de la aviación aquellas, en muchas ocasiones, pueden producir cancelación de los vuelos debido a grandes daños en los motores y reducción de la visibilidad que [3][4].

La erupción del Complejo Puyehue-Cordón Caulle, uno de los centros activos en la Zona Volcánica de Sudamérica, ocurrió el 4 de junio de 2011. Este evento dispersó grandes cantidades de ceniza en la atmósfera durante este mes. La dirección predominante oeste-este de los vientos en los primeros días hizo que la nube de cenizas de ceniza alcanzara la estepa patagónica y, de este modo, provocó daños en varias ciudades argentinas, entre ellas San Carlos de Bariloche y Villa La Angostura [5].

En este trabajo se caracteriza la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas de los aerosoles volcánicos derivados de la erupción del Complejo Puyehue - Cordón Caulle desde el 4 al 13 de junio 2011 con el modelo Euleriano FALL3D [6]. Este modelo es acoplado al modelo meteorológico de mesoescala Weather Research and Forecasting (WRF) quién toma sus condiciones iniciales y de borde de los datos de reanálisis ERA-Interim. La concentración de la masa y el espesor óptico de aerosoles del modelo FALL3D se comparan con mediciones en superficie de AEROSOL ROBOTIC NETWORK (AERONET) [7], LIght Detection And Ranging (LIDAR) [8] y con productos de nivel 3 del sensor Ozone Mapping Instrument (OMI) [9].

El trabajo está organizado de la siguiente manera: a) en primer lugar se resume el evento eruptivo del Puyehue-Caulle cronológicamente entre el 4 y 13 de junio de 2011; b) luego se presenta una visión general de la aproximación de modelado y configuraciones utilizadas; d)

se comparan las salidas del modelo FALL3D con datos de AERONET, LIDAR y OMI; e) finalmente, se concluye con una discusión de los resultados, limitaciones, incertidumbres y las implicaciones de los resultados obtenidos.

2. BREVE DESCRIPCIÓN DEL EVENTO

El complejo volcánico que comprende el Puyehue, Cordón Caulle y Sierra Nevada está situado en el norte de los Andes Patagónicos, en la Zona Volcánica Sur, el arco volcánico activo desde los 33°S a los 46°S, en el centro sur argentino-chileno. El 4 de junio de 2011, a las 15:15 (hora local) el Observatorio Vulcanológico de los Andes del Sur del Servicio Nacional de Geología y Minería de Chile (OVDAS-Sernageomin) [10] informó de la explosión y una columna de 5 km de ancho y de una altitud de 10 km sobre el nivel del mar. La mayor parte del evento se centró los primeros 10 días posteriores al evento. Un breve resumen de la columna de erupción y la dirección de los vientos desde el 4 al 13 se muestra en la Tabla 1.

Fecha	Dirección de la Pluma	Altura de la Columna eruptiva (km s.n.m)
4 Junio 2011 ~ (19:15 UTC)	Sur – Sureste-Este	10
5 Junio 2011	Sureste – Noreste sobre el Océano Atlántico.	10 a 12
6 Junio 2011	Noreste – Sureste-Este sobre el Océano Atlántico y Argentina.	10
7 Junio 2011	No hay información	7.5
8 Junio 2011	Noreste – Sureste, sobre el Océano Atlántico y Argentina.	7.5
9 Junio 2011	Noreste sobre Argentina	No hay información
10 Junio 2011	No hay información	3.7
11 June 2011	Este – Este-Norte-Este	4.0 a 4.5
12 June 2011	No hay información	8
13 Junio 2011 hasta las 00:00 UTC	Este – Este-Norte-Este	8

Tabla 1. Información detallada de la principal fase eruptiva del Puyehue-Cordón Caulle. Ver reportes de SERNAGEOMIN [10].

3. MÉTODOS Y MATERIALES

En este trabajo comparamos diferentes salidas de FALL3D con AERONET, LIDAR y productos de nivel 3 de OMI con el fin de validar cualitativamente las variables simuladas.

3.1. Aproximación de modelado

FALL3D es un modelo Euleriano dependiente del tiempo, en tres dimensiones, para simular el transporte y deposición de cenizas volcánicas. El modelo resuelve la ecuación de advección-difusión-sedimentación en una grilla estructurada que sigue las elevaciones del terreno utilizando un esquema explícito de diferencias finitas de segundo orden [6][11]. Las entradas del modelo son datos meteorológicos, topografía, distribución del tamaño de grano, forma, densidad y caudal másico de partículas inyectadas en la atmósfera. Un resumen de los detalles de configuración efectuadas en el modelo FALL3D se indican en la Tabla 2.

Configuración	Opciones
Altura de la ventana volcánica	2.240 m aproximadamente s.n.m
Granulometría	Con distribución bimodal gaussiana con medias de 0.5mm y 700 μm y valores de desviación estándar de 125-500 μm respectivamente para cada modo. 7 clases de tamaños de particulado supuestas.
Tasa de Flujo Másico	Teoría de Pluma de Buoyant
Modelo de velocidad terminal	Ganser
Modelo de turbulencia vertical	Similarity
Dominio de modelado	Grilla de resolución de 20km x 20km, resolución vertical de 500 m con. Valor máximo de la vertical 15km (línea continua Figura 1)
Datos meteorológicos	WRF

Tabla 2. Resumen de las opciones de configuración del modelo FALL3D

Con el objeto de reconstruir los campos meteorológicos durante la erupción, las simulaciones incluyeron datos meteorológicos generados con el modelo de meosescala WRF [12]. WRF fue configurado con un dominio que comprende el sur de Argentina y Chile, con una resolución de 20 km, centrado en $40^{\circ} 35' \text{ S} - 72^{\circ} 5' \text{ O}$, con un tamaño de $3000 \times 3000 \text{ km}^2$ (ver contorno en líneas punteadas de la Figura 1). Para la coordenada vertical, se utilizaron 38 niveles sigma hasta 50 hPa. Las condiciones iniciales y de contorno para el modelo se tomaron de datos de reanálisis del European Centre for Medium Range Forecasts (ECMWF) ERA-Interim [13] en una resolución de 0,7 grados cada 6 horas. El modelo meteorológico se configuró para correr desde el 3 al 13 de junio de 2011, es decir, se utilizó un spin-up de 24 horas antes de la simulación para ingresar los datos al modelo de dispersión. Se configuraron varias opciones para la simulación meteorológica en el modelo WRF, las cuales se detallan en la Tabla 3. La validación de WRF se ha realizado previamente en las localidades ubicadas en la figura 1. Los resultados pueden encontrarse en el trabajo de Mulena et al [14].

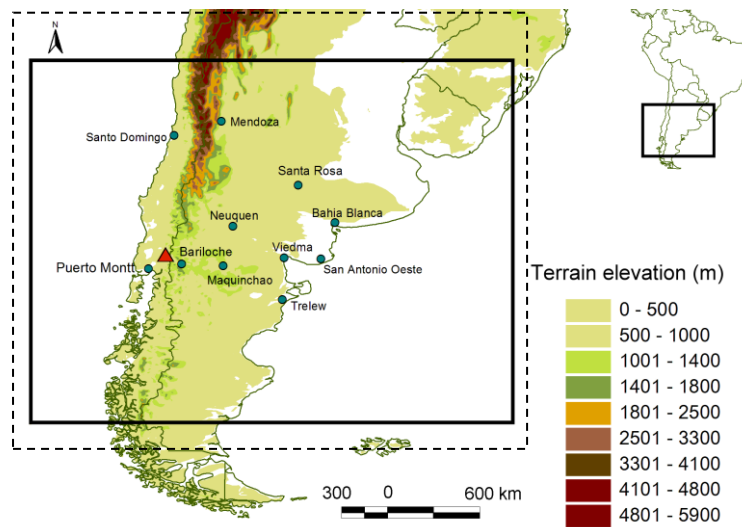


Figura 1. En línea punteada y continua dominio de modelado de WRF y FALL3D respectivamente.

Proceso atmosférico	Configuración del modelo WRF
Esquemas de Física	
Radiación de onda larga	Esquema RRTM (Rapid Radiative Transfer Model)
Radiación de onda corta	Esquema de Dudhia
Microfísica de nubes	Esquema WSM5 (Single-Moment 5-class)
Capa superficial	Esquema de difusión Térmica
Capa límite planetaria	Esquema YSU
Cúmulos	Esquema de Kain-Fritsch
WRF Preprocessing System (WPS)	
Descripción de la elevación del terreno	Radar Topography Mission (SRTM3)
Cobertura y Uso de suelo	Propia de GEAA

Tabla 3. Opciones de configuración seleccionadas para la simulación con WRF [12].

2.2. Light Detection And Ranging del Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones-Buenos Aires.

En la División LIDAR del CEILAP-BA (Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones – sede Villa Martelli, provincia de Buenos Aires, 34,5° S; 58,5° O) se encuentra instalado un sistema Lidar coaxial multilongitud de onda [15] capaz de medir desde los 80 m a los 13 km la evolución de la capa límite, capas de aerosoles, nubes y vapor de agua con una resolución espacial de 7,5 m y temporal de 10 s. En este trabajo se compara la variación espacial de la señal de derivada de LIDAR con la concentración del modelo de dispersión FALL3D.

2.3. AEROSOL ROBOTIC NETWORK

AERONET es una red de fotómetros solares de monitoreo terrestre los cuales miden propiedades atmosféricas de los aerosoles. Este monitoreo está soportado por el sistema de Observación de la NASA y por instituciones fuera de él. Los datos de esta colaboración mundial pertenecientes a observaciones en tiempo real son de AOT, distribución de tamaños de aerosoles y agua precipitable en diversos regímenes de aerosol. Estos datos se someten a un tratamiento preliminar (datos en tiempo real), reprocesamiento (calibración final de aproximadamente 6 meses después de la recepción de datos), para la garantía de calidad, archivado y distribución por parte de Goddard Space Flight Center de la NASA. Los datos proporcionan un medio de validación de información satelital y, además, permiten caracterizar propiedades de los aerosoles no disponibles a partir del sensado remoto.

El espesor óptico espectral AOT es calculada por tres niveles de calidad:

- Nivel 1: Son datos no protegidos contra la influencia de nubes altas o neblinas ligeras de la capa de aire superficial pero si contra nubes bajas.
- Nivel 1.5: Son datos protegidos contra nubes o neblinas. No pertenecen a esta base $AOT < -0.01$ para cualquier longitud de onda y con masa de aire $m > 5$.
- Nivel 2: Son datos protegidos contra nubes. Para garantizar la calidad se aplican medidas de protección tales como la revisión ocular buscando datos anormales e identificación de eventos inusuales usando información adicional como la procedente del sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS).

Por más información consultar el trabajo de Holben et al. [7] y la página web de AERONET [16].

En este trabajo comparamos la variación temporal de los datos de AOT derivado del modelo FALL3D y AERONET (especialmente los vinculados al Nivel 2).

2.4. Caracterización satelital de aerosoles

Una caracterización basada en la medición de aerosoles a escala global puede ser solamente realizada a través del sensado remoto debido a las largas heterogeneidades espaciales y temporales de la distribución de los aerosoles. El monitoreo de aerosoles desde el espacio ha sido realizado por más de dos décadas [17]. En este trabajo comparamos la variación espacial del dato proxy, Espesor óptico de absorción de aerosoles (AAOD, Aerosol Absorption Optical Depth), del sensor OMI y el AOD derivado del modelo FALL3D, ambos a una longitud de onda de 500 nm.

2.4.1. Plataforma Aura14

Association of Universities for Research in Astronomy (AURA) es una misión lanzada en 2004 con el objetivo de estudiar el ozono atmosférico, la calidad del aire y el clima. Para ello, los sensores instalados en Aura miden la composición química de la atmósfera, y realizan seguimientos de su dinámica. Aura recorre una órbita de 705 km de altura, con un periodo de 98.5 minutos, y una inclinación respecto al ecuador de 98.2°, cruzándolo a las 1:45 PM. Su

ciclo de repetición sobre un mismo punto es de 16 días. Abordo de Aura operan los instrumentos High Resolution Dynamics Limb Sounder (HIRLDS), Microwave Limb Sounder (MLS) y OMI (en español Instrumento de monitoreo de ozono). OMI supone la continuidad en la toma de datos de TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer), instrumento que ha aportado datos durante 30 años desde 1978. En este apartado se describirá el instrumento OMI. El TOMS no sigue operativo.

2.4.2. Ozone Mapping Instrument

OMI17, como continuación a TOMS18, genera imágenes multispectrales en el espectro visible y ultravioleta. Las medidas se realizan en 740 bandas con longitudes de onda comprendidas entre 350 nm y 500 nm, y entre 270 nm y 380 nm. La resolución espectral va desde 1 a 0.45 nm, dependiendo de la longitud de onda.

OMI escanea a lo largo de la órbita con un barrido frontal, proporcionando una cobertura global cada 14 órbitas recorridas (1 día). La radiación se capta con un telescopio que alimenta a dos espectrómetros generadores de imágenes raster. Las imágenes tienen una resolución espacial nominal de 13x24 km, y pueden ampliarse hasta 13x13 km para detectar y realizar seguimientos de fuentes de contaminación a escala urbana. También se pueden crear mapas de perfiles de ozono con una resolución espacial de 36x48 km. Cada espectrómetro emplea un detector Charge Coupled Device (CCD) con 780x576 píxeles. OMI suministra información relativa al ozono en la columna atmosférica y también mide compuestos clave en la calidad del aire como el dióxido de nitrógeno (NO₂), dióxido de azufre (SO₂), óxido de bromo (BrO) y dióxido de cloro (OCIO). Además determina características de los aerosoles, la radiación ultravioleta y es capaz de distinguir entre diferentes tipos de aerosoles como humo, polvo o sulfato. El producto de aerosol OMAERUV de nivel 3 de grillado de 1°x1° de OMI/AURA con resolución de píxeles (13 x 24 km en el nadir) contiene datos espesor óptico de absorción (AAOD) y extinción de aerosoles en tres longitudes de onda (355 nm, 388 nm y 500 nm). OMAERUVd se produce a partir de los píxeles del producto de Nivel 2 de datos de aerosol OMAERUV, el cual se basa en la versión mejorada del algoritmo 8 de TOMS que esencialmente utiliza los datos de radiación del ultravioleta. Los datos del producto está disponible en la NASA Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center [9]. Para la comparación con datos de AOD a 500 nm de FALL3D utilizaremos la variable AAOD a 500nm.

4. RESULTADOS

4.1 Comparación de LIDAR del CEILAP-BA y FALL3D.

En las Figuras 1 y 2 se muestra la evolución temporal y espacial de la variable de concentración simulada por FALL3D, y la señal de retrodifusión de aerosoles en 1064 nm, medido con el sistema LIDAR para algunos días característicos del periodo de estudio constituido entre el 4 al 13 de junio de 2011.

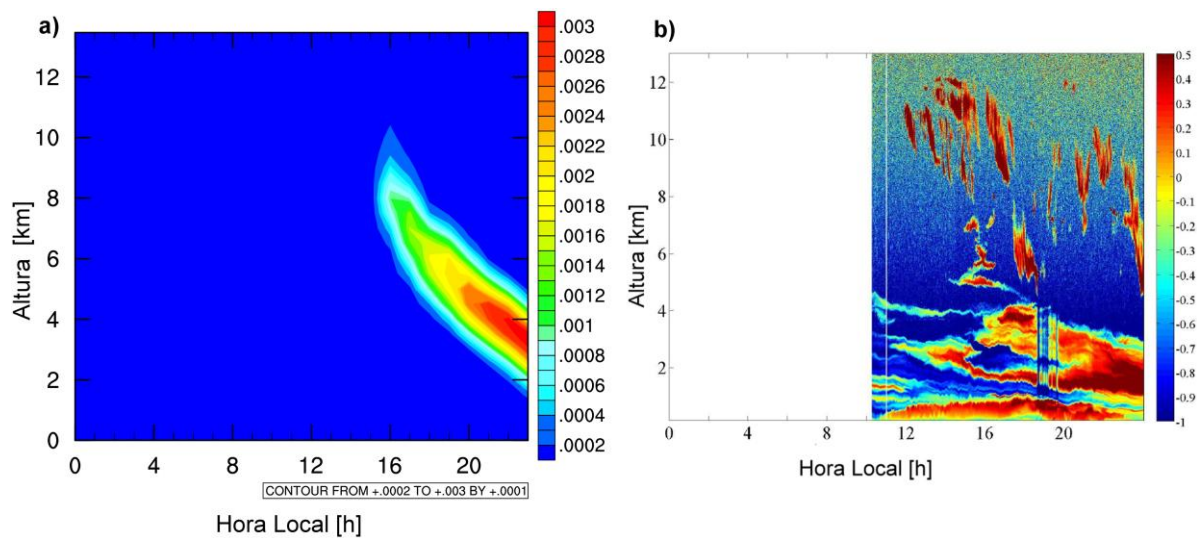


Figura 1. a) Evolución de la concentración simulada por FALL3D (en unidades de $\mu\text{g m}^{-3}$) para el 7 de junio de 2011. b) Evolución de la capa límite atmosférica y de las capas de aerosoles para el mismo día, medido con el sistema LIDAR en 1064 nm, (escala de colores en unidades arbitrarias: intensidad de la señal).

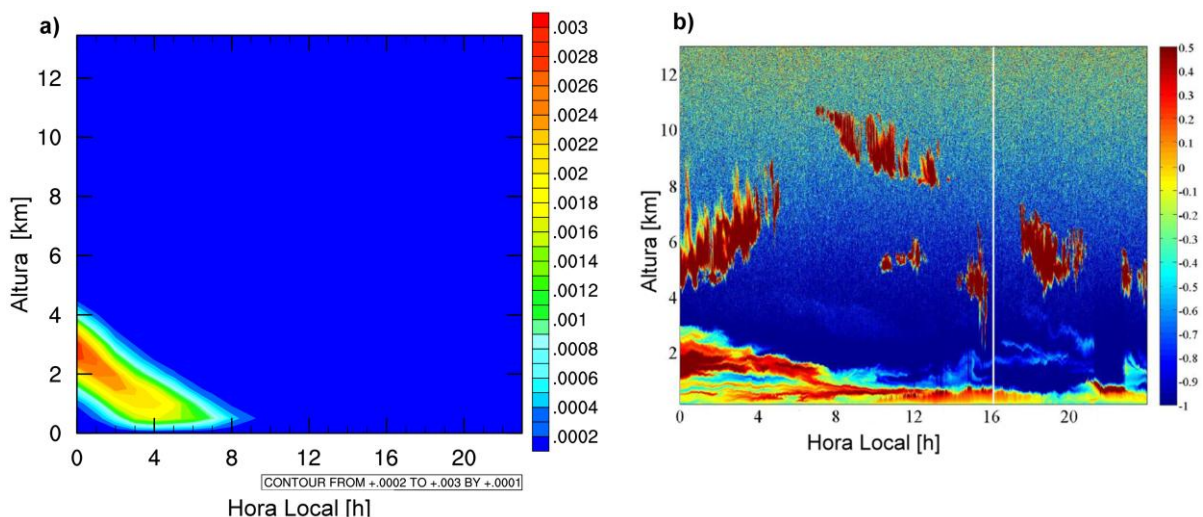


Figura 2. a) Evolución de la concentración simulada por FALL3D (en unidades de $\mu\text{g m}^{-3}$) para el 8 de junio de 2011, b) Evolución de la capa límite atmosférica y de las capas de aerosoles para el mismo día, medido con el sistema LIDAR en 1064 nm, (escala de colores en unidades arbitrarias: intensidad de la señal)

Ambas variables son utilizadas como proxy de AOD. Las salidas del FALL3D en el mismo periodo, muestran la evolución de los aerosoles volcánicos hasta los ~ 8 km para el día 7 de junio de 2011 (Figura 1-a) y hasta la ~ 5 km (Figura 2-a). En este mismo sentido, las imágenes sistema LIDAR muestran el progreso de la capa límite desde las 10 de la mañana del día 7 de junio hasta la medianoche del 8 de junio (Figura 2-a-b). En las imágenes se pueden distinguir claramente la evolución de la capa límite atmosférica y su estructura e

importantes capas de aerosoles hasta los 6 km, entre los 8 a 12 km se observa la presencia de nubes. Debemos señalar que las imágenes del LIDAR y descripción fueron tomadas del trabajo “Volcán Puyehue – Cordón Caulle: medición de las cenizas en Buenos Aires, Argentina, durante junio 2011” [18].

4.2. Comparación de AERONET y FALL3D.

Las Figuras 3, 4 y 5 muestran los resultados de AOT a 500 nm derivado del modelo de dispersión FALL3D junto con las mediciones para la misma variable de fotómetros solares integradores a la red mundial AERONET de NASA.

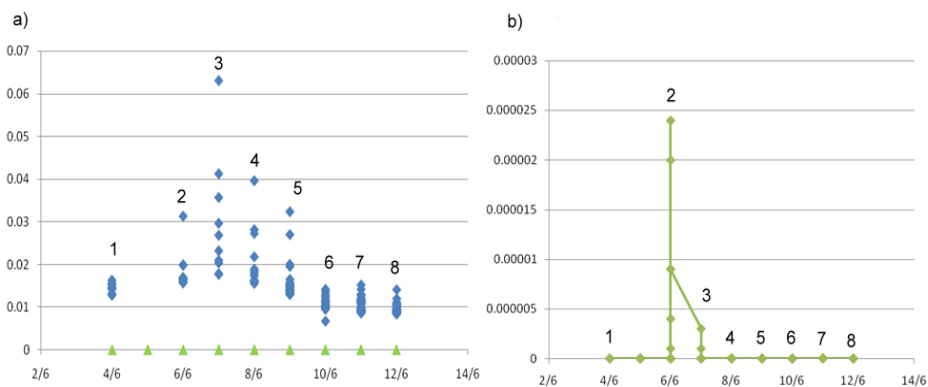


Figura 3. a) Espesor óptico de la columna total de aerosoles AOT a 500 nm [adimensional] para Casleo (San Juan): valores medidos de AERONET (azul) versus valores simulados de FALL3D (verde), b) Zoom de valores de AOT a 500 nm simulados por FALL3D (verde).

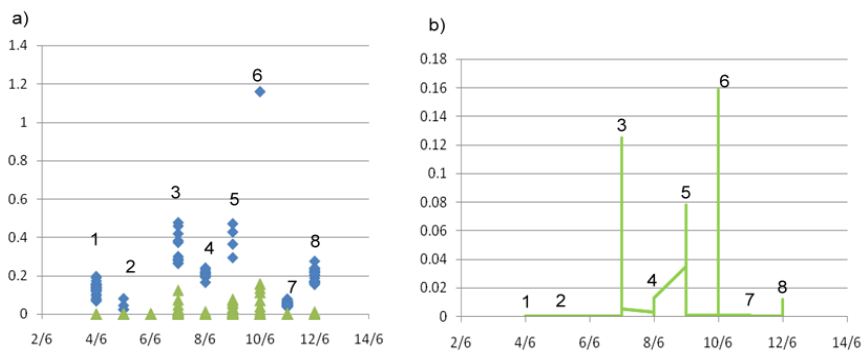


Figura 4. a) Espesor óptico de la columna total de aerosoles AOT a 500 nm [adimensional] para CEILAP (Buenos Aires): valores medidos de AERONET (azul) versus valores simulados de FALL3D (verde), b) Zoom de valores de AOT a 500 nm simulados por FALL3D (verde).

El índice de acuerdo entre los datos de modelado y mediciones para estaciones argentinas situadas en diferentes provincias tales como CASLEO (San Juan); CEILAP (Buenos Aires) y Trelew (Chubut) son aproximadamente ~0.36, ~0.38 y ~0.52 respectivamente. En las figuras los números posados sobre las curvas de espesor óptico de la columna total de aerosoles, representan los instantes en que las mediciones y las simulaciones coinciden en el tiempo.

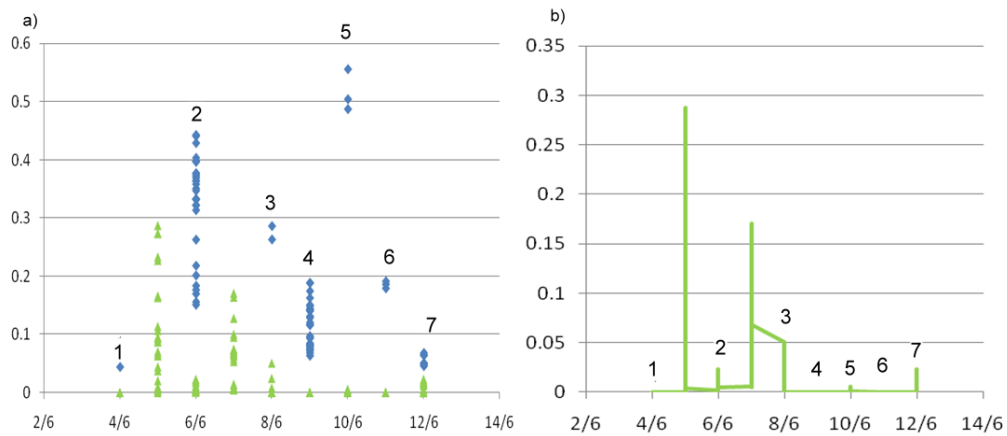


Figura 5. a) Espesor óptico de la columna total de aerosoles AOT a 500 nm [adimensional] para Trelew (Chubut): valores medidos de AERONET (azul) versus valores simulados de FALL3D (verde), b) Zoom de valores de AOT a 500 nm simulados por FALL3D (verde).

4.3. Comparación de OMI y FALL3D.

La figura 6-a muestra el promedio entre el 4 al 13 de Junio de 2011 del AOD simulado por el modelo de dispersión FALL3D. La figura 6-b, expone del promedio en el mismo periodo del producto AAOD a 500 nm del sensor OMI. El AAOD representa la medida de la concentración de partículas de aerosol de absorción en el Ultravioleta cercano, como el humo y el polvo mineral. Ambas figuras dispuestas en la misma escala, poseen patrones coloreados similares.

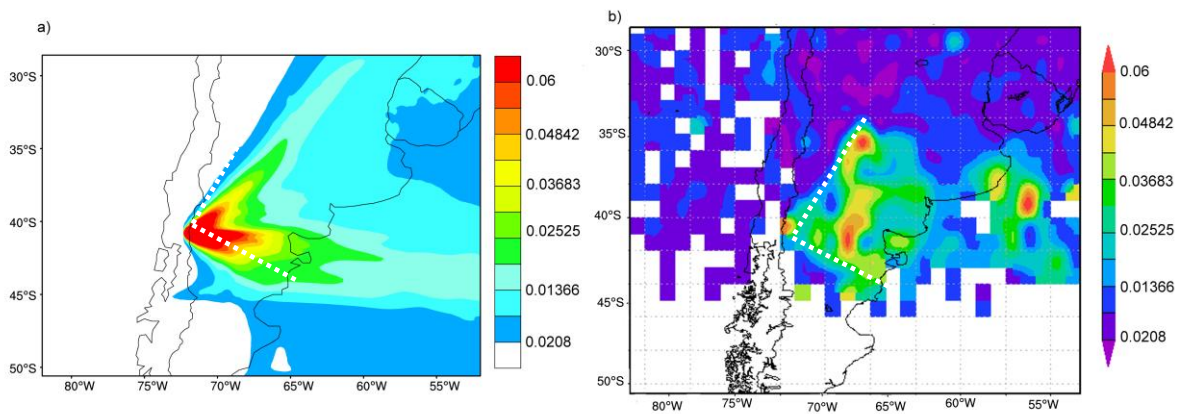


Figura 6 a) Promedio temporal Espesor óptico de la columna total de aerosoles AOD a 500 nm [adimensional] simulado por el modelo FALL3D (verde), b) Espesor óptico de absorción de aerosoles AAOD a 500 nm [adimensional] derivados de OMI.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se caracterizó la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas de los aerosoles volcánicos derivados de la erupción del Complejo Puyehue - Cordón Caulle desde el 4 al 13 de junio 2011. Con este fin se simuló el evento con el modelo de dispersión FALL3D acoplado al modelo meteorológico WRF, cuyas salidas de concentración AOT o AOD a 500 nm fueron el cual validado a través con instrumentos en tierra (AERONET y LIDAR) y con el producto satelital de OMI/AURA de nivel 3, OMAERUVd.

En el primer caso, el AOT a 500 nm derivado de FALL3D y de AERONET muestran una gran coincidencia temporal para todo el periodo de estudio. A pesar de ello, el AOT simulado subestima los valores medidos. La variable concentración simulada, fue comparada con la evolución de la capa límite atmosférica y de las capas de aerosoles medida con el sistema LIDAR en 1064 nm para los días 7 y 8 de junio de 2011. En ambos días la distribución vertical de aerosoles medida fue bien representada por la simulación. El AOD simulado a 500nm promediado para los 10 días de estudio derivado del modelo FALL3D mostró patrones de concordancia espaciales con el AAOD medio a 500 nm para el mismo periodo. En conclusión podemos decir que el modelo ha podido reproducir aceptablemente la variabilidad espacial y temporal de los aerosoles derivados de la erupción del Puyehue-Caulle. Esto ha sido corroborado con mediciones en tierra y las estimaciones satelitales. La discrepancia en magnitud entre los valores observados y simulados se puede deber a la existencia de valores de fondo que no son contempladas en el modelado. La metodología expuesta también representaría una herramienta robusta y útil para evaluar el impacto de aerosoles generados por este tipo de eventos excepcionales. Sin embargo, es necesario mejorar los datos vulcanológicos ingresados en el modelo FALL3D.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al CELIAP-BA por la información brindada en esta investigación, en especial a los doctores Pablo Ristori y Eduardo Quel por su buena predisposición.

REFERENCIAS

- [1] Chin M., *Atmospheric Aerosol Properties and Climate Impacts*. (2009).
- [2] Crutzen P., “Albedo enhancement by stratospheric sulfur injections: a contribution to resolve a policy dilemma?”, *Climatic Change*, vol. 77, no. 3–4, pp. 221–220, (2006).
- [3] Horwell P. and Baxter C., “The respiratory health hazards of volcanic ash: a review for volcanic risk mitigation”, *Bulletin of Volcanology*, vol. 69, no. 1, pp. 1–24, 2006.
- [4] Swanson B. S. E. and Beget J. E., “Melting properties of volcanic ash”, in *US Geological Survey Bulletin 2047*, (1992).
- [5] Bulletin of the Global Volcanism, “No Title”, (2012). [Online]. Available: <http://www.volcano.si.edu/world/volcano.cfm?vnum=1507-%0A15=&volpage=var>. Accessed May 2013.

- [6] Costa A., Macedonio G., and Folch A., “A three-dimensional Eulerian model for transport and deposition of volcanic ashes”, *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 241, no. 3–4, pp. 634–647, Jan. (2006).
- [7] Holben B. N., Slutsker T. I. E. I., Tar D., Buis J. P., Setxerj I. I. A., Reagan A., Nakajima Y. J., T., Lavenu F., Vermte E., Jankowiak I., and Smirnozjt A., “AERONET-A Federated Instrument Network and Data Archive for Aerosol Characterization”, vol. 16, no. February, pp. 1–16, (1998).
- [8] LIDAR/CEILAP, “No Title”, (no date). [Online]. Available: <http://www.division-lidar.com.ar/>. Accessed May 2013.
- [9] NASA Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center, “No Title”, (no date). [Online]. Available: http://Aura/OMI/omaeruvd_v003.shtml. Accessed May 2013.
- [10] Southern Andes Volcanological Observatory-National Geology and M. S. (SERNAGEOMIN), “No Title”, (2011). [Online]. Available: <http://www.sernageomin.cl/volcan-observatorio.php>. Accessed June 2011.
- [11] Folch A., Costa A., and Macedonio G., “FALL3D: A computational model for transport and deposition of volcanic ash”, *Computers & Geosciences*, vol. 35, no. 6, pp. 1334–1342, Jun. (2009).
- [12] Skamarock W. C., Klemp J. B., Gill D. O., Barker D. M., Wang W., and Powers J. G., “A Description of the Advanced Research WRF Version 3”, *Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Center for Atmospheric Research*, (2008).
- [13] Dee D. P., Uppala S. M., Simmons A. J., Berrisford P., Poli P., Kobayashi S., Andrae U., Balmaseda M. A., Balsamo G., Bauer P., Bechtold P., Beljaars A. C. M., van de Berg L., Bidlot J., Bormann N., Delsol C., Dragani R., Fuentes M., Geer A. J., Haimberger L., Healy S. B., Hersbach H., Hólm E. V., Isaksen I., Kållberg P., Köhler M., Matricardi M., McNally A. P., Monge-Sanz B. M., Morcrette J.-J., Park B.-K., Peubey C., De Rosnay P., Tavolato C., Thépaut J.-N., and Vitart F., “The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system”, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, vol. 137, no. 656, pp. 553–597, (2011).
- [14] Mulena C., Allende D., Puliafito E. and Lakkis G., “Estudio de la dispersión de cenizas volcánicas del puyehue: simulaciones y validación”, *Asociación Argentina de Energías Renovables y Ambiente*, vol. 16, pp. 7–14, (2012).
- [15] Otero L., Ristori P., Pawelko E. and Pallotta J., “Six-Year Evolution of Multiwavelength Lidar System at CEILAP,” *Optica Pura y Aplicada*, vol. 44, pp. 13–18, (2011).
- [16] “AEROSOL ROBOTIC NETWORK”, “No Title”, (no date). [Online]. Available: <http://aeronet.gsfc.nasa.gov>. Accessed May 2013.
- [17] Mishchenko M. et al., “Accurate monitoring of terrestrial aerosols and total solar irradiance”, *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 88, pp. 677–691, (2007).
- [18] Otero L., Ristori P., Pawelko E., Pallotta J., D’Elia R., and Quel E. “Volcán Puyehue – Cordón Caulle: medición de las cenizas en Buenos Aires, Argentina, durante junio 2011”, *Journal of Geology*, vol. 2, no. 2, (2012).

SIMULACIÓN DE LAS EMISIONES POR QUEMA DE BIOMASA EN EL NORTE ARGENTINO CON EL MODELO WRF-FIRE.

Cremades^{1,2}, Pablo G.; Allende^{1,2}, David G. y Puliafito^{1,2}, S. Enrique

1: Grupo de estudios Atmosféricos y Ambientales
Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
Rodríguez 273, Mendoza
e-mail: pablocremades@gmail.com, web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>
e-mail: david.allende@gmail.com
e-mail: enrique_puliafito@yahoo.com.ar

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

Resumen. *Este trabajo pretende evaluar el impacto sobre la calidad de aire de las emisiones por quema de biomasa, en el Norte argentino, fundamentalmente aquellas producidas por las prácticas agrícolas de la industria de la caña de azúcar. La evaluación del transporte e impacto de las emisiones resultantes, se hizo utilizando el modelo Weather Research and Forecasting con química acoplada (WRF/Chem) y el módulo de incendios (WRF-Fire). Este módulo calcula la velocidad de propagación del fuego en función de las características del combustible, la topografía del terreno y la velocidad del viento. Además, el calor generado por las llamas modifica la dinámica atmosférica local, convirtiéndolo en un sistema realimentado. Como condiciones iniciales termodinámicas de los focos ígneos se utilizaron los datos de potencia de radiación del fuego (FRP por sus siglas en inglés), también obtenidos de MODIS. El trabajo muestra estimaciones preliminares de las concentraciones de algunos contaminantes criterio. Estos resultados se comparan con estudios previos similares, a falta de mediciones in-situ de estos gases.*

Palabras clave: WRF-Fire, quema de biomasa.

1. INTRODUCCIÓN

La quema voluntaria o fortuita de biomasa es un fenómeno que afecta a millones de personas. Es habitual la práctica de quema de residuos agrícolas luego de la cosecha como paso previo a la preparación de la tierra para el ciclo productivo siguiente. También se utiliza la quema como herramienta para desmonte y extensión de la frontera agrícola. En particular, en el norte Argentino es una práctica generalizada la quema de lotes en pie, de caña de azúcar preparada para cosecha (ya sea manual o semi mecanizada) con el objeto de eliminar residuos vegetales, malezas y alimañas que interfieren en la cosecha de tallos, aumentando la eficiencia de la labor de recolección al suprimir el deshoje manual. Para estudiar el efecto que tienen sobre la

salud y el clima las emisiones de gases de efecto invernadero, aerosoles y carbón negro (por sus siglas en inglés, GHG/A/BC) resulta útil conocer la concentración de estos elementos. Los modelos computacionales de dispersión resultan de gran utilidad, sobre todo cuando se carece de mediciones suficientes. Estos modelos utilizan como información de entrada fundamentalmente información meteorológica e información de la fuente de emisión. En el caso de emisiones de chimenea, los parámetros de emisión se pueden conocer con buena precisión. Por otro lado, la simulación de quema de biomasa, es más compleja. El área quemada, la variedad de compuestos emitidos para diferentes especies vegetales, y la tasa de emisión son algunos de los parámetros que deben estimarse. Pero además, la mayoría de los incendios forestales ocurren sobre terrenos no uniformes y cuya forma influye en la forma y velocidad de propagación del fuego, y por lo tanto en la forma en que se emiten los GHG/A/BC. Este efecto del terreno es fundamentalmente importante en la fase de combustión latente que es durante la cual se emite significativamente más compuestos tóxicos que en la fase de llama [1]. La temperatura de los gases y la elevación de la pluma son difíciles de estimar durante esta fase [2]. En general, no existen factores de emisión distintos para las dos fases de la combustión, sino que se utiliza un valor promedio [3] y un factor de fases que indica en qué proporción se presenta cada fase de la combustión para cada especie vegetal. Esta estimación puede ser apropiada para calcular emisiones totales y sus efectos a gran escala, pero no resulta apropiado para estudios de calidad de aire en zonas cercanas a la fuente, puesto que la fase de combustión latente puede durar semanas en algunos casos. El pronóstico de calidad de aire utilizando modelos supone una dificultad adicional; la localización de los focos ígneos no se conoce, ni mucho menos la intensidad de los episodios. Por lo tanto, el uso de factores de emisión generales puede sumar un alto grado de incertidumbre en las concentraciones estimadas [4]. Una alternativa es utilizar un modelo de comportamiento de incendios acoplado a un modelo de dispersión. Es el caso del reciente desarrollo del modelo Weather Research and Forecasting (WRF) acoplado al modelo de incendios Spread Fire (SFIRE) (WRF-SFIRE). Este sistema acoplado predice el comportamiento del fuego en función de las condiciones meteorológicas locales, teniendo en cuenta la realimentación que se produce entre el incendio y la atmósfera debido a la liberación de calor. WRF-FIRE es una reimplementación del modelo de propagación de fuego de Rothermel [5], que utiliza el método de la función de nivel para calcular la tasa de propagación del fuego. El viento calculado por WRF se interpola verticalmente para obtener el valor a la altura de llama, tal como lo requiere el modelo de comportamiento de fuego [6]. Los combustibles corresponden a las 13 categorías definidas por Anderson [7], y asociado a estas categorías hay propiedades de los combustibles que determinan el comportamiento del fuego como son: masa de combustible, profundidad, densidad, relación superficie a volumen, humedad de extinción y contenido mineral. WRF-FIRE está también acoplado a un modelo de humedad de suelo, para capturar las condiciones actuales del combustible. Además, el sistema está acoplado a al módulo de química (Chem) de WRF, de modo que no sólo es posible simular la dispersión de humo como trazador, sino que además las especies químicas emitidas sufren transformaciones en la atmósfera. En este trabajo se presenta la aplicación del modelo a la simulación de quema de lotes de caña de azúcar en la provincia de Tucumán. Ref. [8] muestra el mismo caso de estudio, pero utilizando el sistema de modelos acoplados WRF/CALWRF/CALPUFF.

2. CASO DE ESTUDIO

2.1 Dominio de Modelado

La región en estudio está ubicada en el noroeste argentino, en el centro de la Provincia de Tucumán, comprendiendo las zonas implantadas con caña en los departamentos de Cruz Alta, Leales y Burruyacu. El dominio de modelado cubre un área de 600 km² centrado en 26° 18'S y 68° 51'W (Figura 1), con una resolución de grilla de 1000m en la grilla meteorológica de WRF y de 100m en la grilla del módulo de incendio. Se utilizan 41 niveles verticales espaciados uniformemente desde la superficie y hasta una altura de 1500m. En esta región, las elevaciones del terreno oscilan entre 360 y 1870 m s.n.m incrementándose hacia el noroeste.

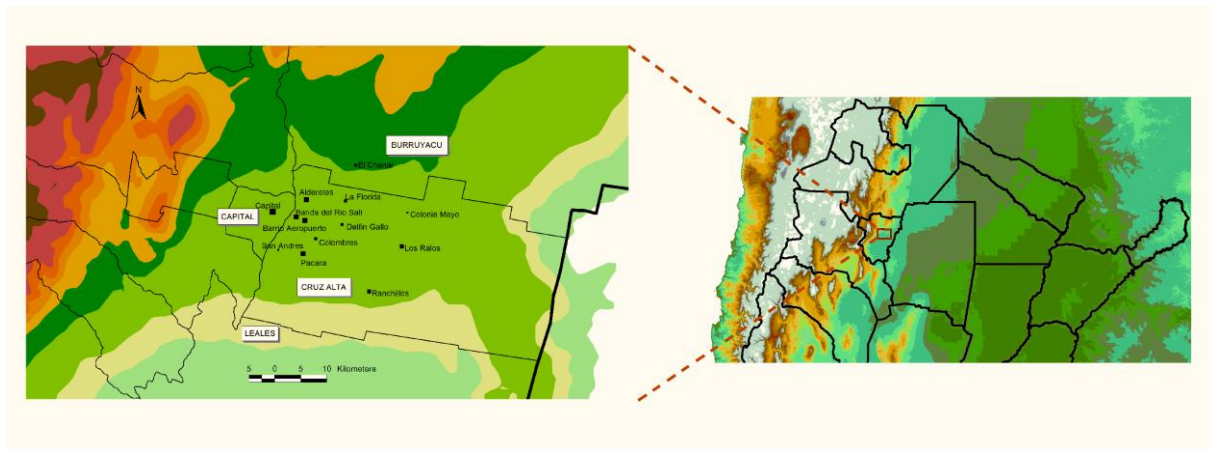


Figura 1. Ubicación del dominio de modelado en el noroeste de la República Argentina. Se destacan los principales centros urbanos ubicados en las cercanías de las plantaciones de caña de azúcar, en los departamentos de Leales, Cruz Alta y Burruyacu.

Para el análisis de calidad de aire se eligió la primera quincena de agosto de 2009, coincidente con el período simulado en [8], pero en este caso sólo se simularon 48 horas debido a que el tiempo de simulación es significativamente mayor comparado con el que toma el modelo CALPUFF; WRF toma aproximadamente 3 minutos reales por cada 1 minuto simulado en el equipo utilizado.

2.2 Configuración del modelo

WRF posee dos núcleos de inicialización del modelo, uno ideal y otro real. El primero consiste en una simplificación del modelo, con menos opciones para parametrizar fenómenos físicos atmosféricos, y pensado principalmente para probar el correcto funcionamiento y simular situaciones particulares bien definidas. Por otro lado, el núcleo real, permite la incorporación de mayor cantidad de información y ofrece un conjunto muy amplio de opciones físicas y dinámicas [9]. En este trabajo se utiliza el núcleo ideal específicamente diseñado para simulación de incendios, puesto que la inicialización con datos reales producía resultados erróneos para el caso de estudio por razones que aún se

investigan. El módulo de inicialización ideal requiere un radiosondeo con cualquier cantidad de niveles verticales, hasta una altura definida por el usuario en la configuración del modelo. Las condiciones meteorológicas iniciales se obtuvieron de la simulación realizada para [8], extrayendo el perfil vertical de las variables meteorológicas en el centro del dominio, tal como lo requiere el núcleo de inicialización ideal de WRF [9].

El modelo requiere la incorporación de un mapa de combustible que contenga las 13 categorías definidas por Anderson [7]. Se construyó un mapa de combustibles para toda la Argentina a partir del mapa de uso de suelo USGS descrito en [10] con resolución de 250m. A cada una de las 24 categorías de uso de suelo en el mapa USGS se le asignó una de las 13 categorías de Anderson. La categoría 14 indica que no hay combustible y habitualmente representa zonas no vegetadas, zonas urbanas y agua.

Para representar a la caña de azúcar se utilizó la categoría de combustible número 3 que corresponde a pastos altos (hasta 2m). Se eligió esta categoría porque lo que define fundamentalmente la propagación del fuego es la hoja alargada, pero también incluye material leñoso en la capa baja del suelo. Además la velocidad de propagación es similar a la publicada en la bibliografía [11].

Se seleccionaron las parcelas para las cuales hubo detección de focos ígneos el día 13 de Agosto de 2009 según la base de datos del instrumento Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) producto MOD14 de la misma forma que se describe en [10]. Para incluir y delimitar las parcelas cultivadas se utilizó la información suministrada por el Laboratorio de Sistemas de Información Territorial de INTA Famaillá [8]. Se tomó el centro geométrico de cada parcela y se generó un polígono regular con un área igual a la de la parcela. Aplicando técnicas de procesamiento de imágenes, específicamente de morfología matemática, se construyeron los contornos de los polígonos asignándoles a las líneas la categoría 14 de la lista de combustibles (no combustible). De esa forma se evita que el modelo propague el fuego más allá de los límites de las parcelas, simulando efectivamente un incendio prescrito. La Figura 2 muestra los mapas de combustible antes y después de superponer las parcelas cultivadas. Puede verse el contorno que rodea a las parcelas en color rojo oscuro, correspondiente la categoría 14 (no combustible). Algunas parcelas se superponen debido la baja resolución (100m) que no permite distinguir los límites entre unas y otras.

Se definió una ignición de tipo línea a lo largo del margen derecho de las parcelas. Adicionalmente, el modelo permite simular igniciones puntuales. El modelo WRF-FIRE soporta actualmente dos mecanismos químicos cuando se acopla al módulo Chem, Model for Ozone and Related chemical Tracers (MOZART) y Regional Acid Deposition Model versión 2 (RADM2) [12]. Se seleccionó el mecanismo RADM2 que ha sido antes utilizado por el grupo de trabajo [13]. El módulo químico requiere que se especifiquen los factores de emisión para cada especie química y cada tipo de combustible. Se utilizaron los valores que vienen por defecto en el modelo. El tiempo de integración utilizado es de 0,5 segundos; suficiente para garantizar la estabilidad numérica del módulo de cálculo de la función de nivel.

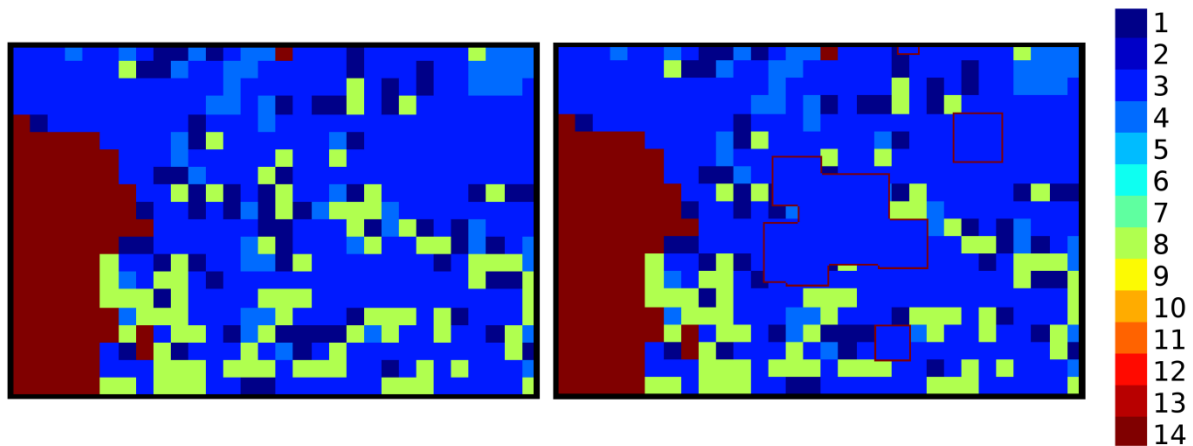


Figura 2: mapa de combustible en la región de modelado. A la izquierda, mapa original creado a partir del mapa de uso de suelo USGS con resolución de 250m. A la derecha, mapa luego de incorporar las parcelas cultivadas con caña de azúcar. Los colores indican la categoría de combustible.

3. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN

En el instante inicial, el modelo calcula la velocidad de propagación del fuego en cada punto de la grilla, como puede verse en la Figura 3. Puede observarse que la velocidad de propagación no depende únicamente del tipo de combustible, sino que además está afectada por la elevación del terreno y las condiciones meteorológicas locales. Esto implica que el perfil temporal de las emisiones no es el mismo para todas las parcelas, como ocurriría en un modelo de dispersión no acoplado como CALPUFF.

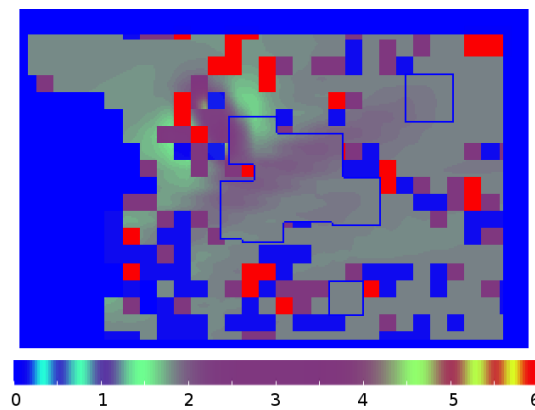


Figura 3: velocidad de propagación del fuego (m/s) en cada punto de la grilla en el instante inicial.

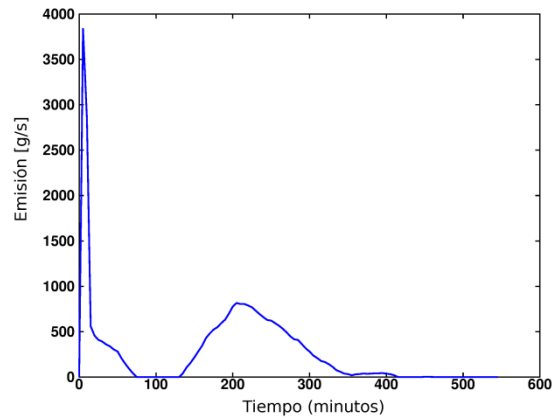


Figura 4: tasa de emisión del trazador (“smoke”) en el punto central de la parcela que se encuentra en el centro del dominio.

La Figura 4 muestra la tasa de emisión de una especie ficticia o trazador en el punto central de la parcela que se encuentra en el centro del dominio. Puede observarse que existen 2 picos en la tasa de emisión. El primero corresponde al paso del frente ígneo por ese punto. El segundo pico corresponde a la fase de combustión latente. Este perfil de emisión es notablemente más realista que los que se utilizan habitualmente en modelos de dispersión para casos similares [8]. La Figura 5 muestra la concentración promedio horaria de monóxido de carbono para una simulación de 6 horas.

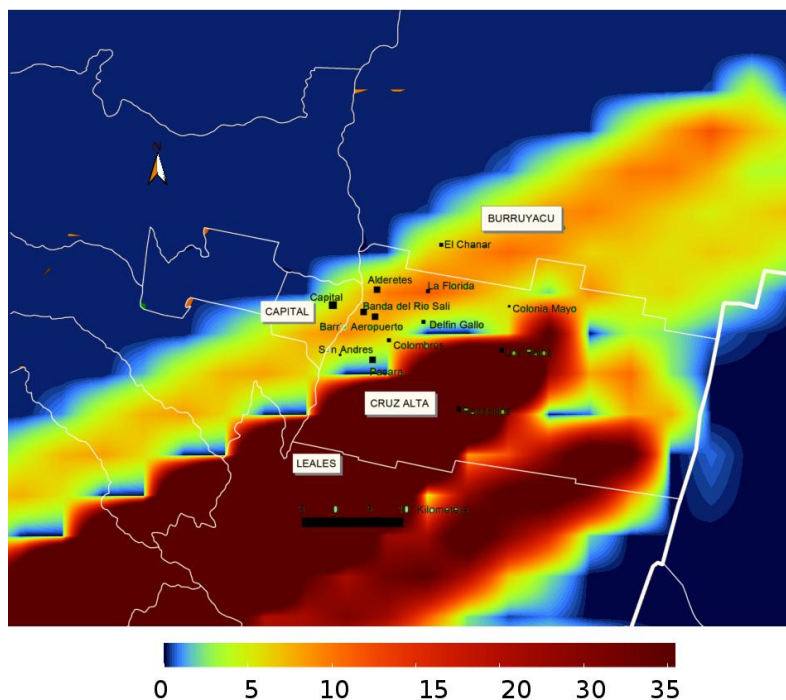


Figura 5: Concentración promedio horaria de monóxido de carbono (mg/m^3)

Los promedios horarios de CO coinciden en el orden de magnitud con aquellos estimados con CALPUFF, resultado que puede esperarse si los valores medios de la tasa de emisión son similares. Sin embargo, la dispersión de contaminantes difiere significativamente. Esto probablemente se debe a la diferencia en la altura de emisión, dado que las condiciones meteorológicas son las mismas en ambos casos. Cabe destacar además que la variación temporal de la concentración en cualquier punto del dominio es distinta entre los modelos debido a la diferencia en la tasa de emisión.

4. CONCLUSIONES

El modelo WRF-SFIRE es una herramienta valiosa para estimar concentración de contaminantes por quema de biomasa. Comparado con otras alternativas como el modelo CALPUFF, WRF-SFIRE incorpora el comportamiento del fuego, haciendo que la variación en la tasa de emisión varíe según las condiciones meteorológicas locales. El uso de un modelo de propagación de fuego no reduce necesariamente la incertidumbre en los parámetros de emisión, pero sí pasan a otro plano. En un modelo de dispersión como CAPUFF el uso de factores de emisión constantes implica que cualquier fuente emite de la misma manera. En cambio, en un modelo de dispersión acoplado a un modelo de incendio, la tasa de emisión es función de las condiciones meteorológicas locales y de la influencia de la topografía sobre la propagación del fuego. Esta aproximación a la simulación de la quema de biomasa será mejor siempre que los datos de entrada al modelo sean suficientemente precisos. En tal sentido, sería apropiado a los fines de este trabajo definir una nueva categoría de combustible que represente las características de la caña de azúcar. La resolución de los datos también es un factor crítico. Tanto la elevación del terreno como las características de la vegetación en el dominio deben estar en una resolución cercana a la resolución de la grilla de incendio. Actualmente, la mejor resolución disponible en el mapa de uso de suelo para la Argentina es de 250m, que es muy gruesa para este tipo de simulaciones. En este trabajo se propuso una metodología para incorporar en forma simple zonas de quema delimitadas. Otra ventaja del sistema acoplado de modelos WRF-SFIRE es la realimentación de las variables termodinámicas hacia el modelo meteorológico, que mejora la representación de la elevación de la pluma. En contraposición, en los modelos de dispersión, dicho parámetro depende exclusivamente de la velocidad de empuje y la temperatura de los gases, que se dan como parámetros fijos. Adicionalmente, WRF-FIRE ofrece una descripción tetra-dimensional del problema, tres dimensiones espaciales y la dimensión temporal, mientras que CALPUFF solo permite estimar concentraciones en superficie. En contraposición, los requerimientos computacionales del modelo son mucho mayores en términos de tiempo de cálculo. Para un dominio de iguales dimensiones y resolución, WRF-FIRE puede tardar hasta 5 veces más en un modelo de soplos como CALPUFF en el mismo equipo. Esto sin embargo, puede resolverse simplemente colocando más equipos en a trabajar gracias a la capacidad de cálculo paralelo que posee WRF.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ing. Alejandro Valeiro de la Estación Experimental Agropecuaria Famaillá del INTA por su constante colaboración en la suministración de información detallada para la realización de este trabajo. sólo la primera inicial en mayúscula del tipo Times New Roman. Debe haber un espacio vertical de 12 pt antes, y de 6 pt después de cada subtítulo.

REFERENCIAS

- [1] DiNenno, P. J.; Drysdale, D.; Beyler, C. L.; Walton, W. D., *Handbook of Fire Protection Engineering*, 3rd Edition, (2002).
- [2] Breyfogle, S.; Ferguson, S. A., “User Assessment of Smoke-Dispersion Models for Wildland Biomass Burning”, *United State Department of Agriculture General Technical Report*, Vol. 379, (1996).
- [3] Andreae, M. O.; Merlet P., “Emission of trace gases and aerosols from biomass burning”, *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 15, p.p. 955 – 966, (2001).
- [4] Kochanski, A. K.; Beezley, J. D.; Mandel, J., Clements, C. B., “Air pollution forecasting by coupled atmosphere-fire model WRF and SFIRE with WRF-Chem”, *Atmospheric and Oceanic Physics*, Vol. 136, (2013).
- [5] Rothermel, R. C., “A Mathematical Model for Predicting Fire Spread in Wildland Fires”, *USDA Forest Service Research Paper*, Vol. 115, (1972).
- [6] Mandel, J.; Beezley, J. D.; Kochanski, A. K., “Coupled atmosphere-wildland fire modeling with WRF 3.3 and SFIRE 2011”, *Geoscientific Model Development*, Vol. 4, p.p. 591–610, (2011).
- [7] Anderson, H. E., “Aids to Determining Fuel Models For Estimating Fire Behavior”, *United State Department of Agriculture General Technical Report*, Vol. 122, (1982).
- [8] Cremades, P.; Allende, D.; Puliafito, S. E.; “Inventario de emisiones por quema de biomasa y estimación de su influencia en la calidad de aire en la provincia de Tucumán”, *Contaminación Atmosférica e Hídrica en Argentina*, p.p. 161-170, (2010).
- [9] Peckham, S.; Grell, G.; McKeen, S.; Fast, J.; Gustafson, W.; Ghan, S.; Zaveri, R.; Easter, R.; Barnard, J.; Chapman, E.; Wiedeinmyer, C.; Schmitz, R.; Salzmann, M.; Freitas, S., “WRF/Chem Version 3.2 Users Guide”, *National Center for Atmospheric Research (NCAR), USA*, (2010).
- [10] Cremades, P.; Puliafito, E.; Allende, D.; Fernandez, R.: “An approach for using remote sensing products and ground observations in the evaluation of a numerical weather prediction model”. *Mecánica Computacional*, Vol XXX, p.p. 3529-3542, (2011).
- [11] Giglio, L., “Characterization of the tropical diurnal fire cycle using VIRS and MODIS observations”, *Remote Sensing of Environment*, Vol. 108, pp. 407-421, (2007).
- [12] Open Wildland Fire Modeling Community, <http://www.openwfm.org/wiki/WRF-Fire>.
- [13] Fernandez, R. P.; Cremades, P.; Allende, D.; Puliafito, S. E., “Sensitivity analysis of the spatial and altitude distributions of pollutants using the weather research and forecasting model with chemistry (wrf/chem)”, *Mecánica Computacional*, Vol XXX, p.p. 3556-3572, (2011).

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 EN ESTACIONES DE SERVICIO

Servetti, Gustavo; Picco, Eduardo; Ahumada, Guillermo; Macaño, Héctor y Britch, Javier

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. *Los SASH, principalmente instalaciones vinculadas con la comercialización de combustibles en Estaciones de Servicio (EESS), constituyen una fuente difusa de contaminación del aire con hidrocarburos (HC). En este trabajo, se propone un modelado del fenómeno mediante cálculo del equilibrio líquido-vapor en los tanques y los procesos de difusión acontecidos por el gradiente de concentración, que se ajuste a la liberación de HC en estas instalaciones. En Argentina los SASH de EESS poseen tres puntos principales de fugas a la atmósfera: El venteo de los tanques de combustibles, el separador de gases del surtidor y el pico expendedor a los vehículos. Los tres estados operativos posibles en EESS, donde se verifican distintas tasas de emisión de HC a la atmósfera son: Descarga de combustible desde el camión cisterna al SASH (desplazamiento de volumen); carga de combustible a los vehículos a través del surtidor (desplazamiento de volumen), y la instalación no está en operación (proceso de difusión). Existen algunas variables operativas inciertas o cambiantes en estas instalaciones, tal como la frecuencia de movimientos de combustibles durante el funcionamiento, para lo cual se establecieron distribuciones de probabilidad y se realizaron simulaciones Monte Carlo para la estimación de la masa de HC liberada.*

Palabras Clave: Venteo, Estaciones de Servicio, Liberación de HC, Monte Carlo, 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.

Las pérdidas de VOCs por emisión gaseosa en las instalaciones de almacenamiento subterráneo de hidrocarburos, especialmente aquellas asociadas a la comercialización de combustibles como las estaciones de servicio (EESS), constituyen una fuente de

contaminación impactante para el medio ambiente. La liberación de estos compuestos a la atmósfera se produce principalmente durante las operaciones de llenado de los tanques. Mientras no haya transferencia de líquido entre tanques, la instalación se encuentra en reposo o en estado latente, por lo que el único fenómeno involucrado en la emisión de livianos es la difusión gaseosa concebida a través de las aberturas que comunican el sistema con la atmósfera (venteos). Sin embargo, las emisiones al ambiente por difusión gaseosa resultan despreciables frente a las emisiones por desplazamiento de volúmenes gaseosos, generadas durante las operaciones de llenado de los tanques. Esto último se demuestra en el presente trabajo, y puede aplicarse a cualquier operación de llenado de tanques subterráneos de almacenamiento transitorio de combustibles, y también a aquellos involucrados en el almacenamiento propio de la máquina que los consume.

En el presente trabajo, también se estimará la tasa de emisión de hidrocarburos a la atmósfera por tanque de almacenamiento operado con nafta. 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. MODELO DETERMINISTA PARA LA ESTIMACIÓN DE LA MASA DE HC LIBERADO A LA ATMÓSFERA

2.1 Difusión de vapores de HC

Cuando el tanque subterráneo se encuentra en estado de reposo se produce la difusión del vapor de HC a través del venteo debido al gradiente de concentración del mismo, entre el interior del tanque de almacenamiento, donde se encuentra la concentración máxima, y el extremo libre del venteo, donde se considera concentración cero.

Para estimar la cantidad de HC que se libera a la atmósfera por difusión, se supuso una mezcla de componentes, cuyas moléculas están compuestas por cadenas lineales de 4 a 16 átomos de carbono, y se añadió tolueno como compuesto aromático. Se calcularon las presiones de vapor de los componentes de la mezcla a partir de la ecuación de Antoine [1] y se determinaron los coeficientes de difusión binarios a partir de la ecuación (1) propuesta por Daubert [2].

$$D_{i, \text{aire}} = \frac{0.204T^{1.75} \cdot \left(\frac{1}{M_i} + \frac{1}{M_{\text{aire}}} \right)^{0.5}}{P_T \cdot \left[\left(\sum v_i \right)^{\frac{1}{3}} + \left(\sum v_{\text{aire}} \right)^{\frac{1}{3}} \right]^2} \quad (1)$$

Donde:

- $D_{i,aire}$: Coeficiente de difusión del componente i en aire.
 $\sum v_{aire}$: Sumatoria de los volúmenes atómicos de difusión del aire.
 $\sum v_i$: Sumatoria de los volúmenes atómicos de difusión del componente i.
 M_{aire} : Peso molecular del aire.
 M_i : Peso molecular del componente i.
 T : Temperatura (grados Rankine - °R).
 P_T : Presión (psi)

A partir de los coeficientes de difusión, se calculan los moles de cada componente que se liberan a la atmósfera [3] a través de la ecuación (2):

$$N_i = \frac{D_{i,aire} \cdot P_T}{R_g \cdot T \cdot z} \cdot \ln \left(\frac{P_T}{P_T - P_{vi}} \right) \quad (2)$$

Donde:

- N_i : Moles del componente i liberados a la atmósfera por difusión ($\text{mol}/(\text{hr} \cdot \text{m}^2)$).
 R_g : Constante general de los gases.
 z : Longitud del venteo.
 P_{vi} : Presión de vapor del componente i.

Para determinar la masa de hidrocarburos que se libera al ambiente a través del venteo se utiliza la ecuación (3):

$$N_w = N_i \cdot M_i \cdot \text{Area}_v \quad (3)$$

Donde:

- N_w : Masa del componente i liberada a la atmósfera por difusión a través del venteo.
 Area_v : Área de la sección transversal de la cañería de venteo.

Se realizó un cálculo determinista considerando valores extremos para las variables involucradas, y se obtuvo un valor máximo de 25 kg/año de nafta que se liberan al ambiente debido al proceso de difusión.

2.2 Desplazamiento de vapores en las operaciones de abastecimiento

Los tanques de almacenamiento de combustible tienen una fase líquida de HC y en equilibrio una fase gaseosa que está compuesta por una mezcla de aire y vapor de HC. En el proceso de abastecimiento a las estaciones de servicio, los camiones cisterna descargan el combustible líquido dentro del tanque desplazando los gases que se encuentran en su interior, los cuales son expulsados a través del venteo del sistema. Por lo tanto el volumen de mezcla gaseosa (vapor de HC + aire) desplazado es igual al volumen de líquido descargado (teniendo en cuenta que no hay generación de vapores). Este fenómeno se repite en los tanques de combustible de los vehículos particulares. Cuando se despacha

combustible a un vehículo particular, se desplazan los vapores en su interior y se liberan a la atmósfera. Para determinar la masa de HC liberado se debe averiguar la concentración de vapor de HC en la mezcla, y se debe conocer el volumen anual de nafta que se descarga a los tanques subterráneos.

2.2.1 Presión de vapor de HC en la mezcla gaseosa

La mezcla gaseosa contiene una concentración de HC que depende del tipo y características del combustible en cuestión y de la temperatura de almacenamiento. Para estimar la concentración de HC en la mezcla gaseosa, primero se debe obtener la presión de vapor del líquido combustible en función de la temperatura.

El cálculo de la presión de vapor se puede estimar [4] a partir de la ecuación (4):

$$P_v(T) = \exp \left[\left[0.7553 - \left(\frac{413}{T} \right) \right] \cdot S^{0.5} \cdot \log |P_{\text{Reid}}| - \left[1.854 - \left(\frac{1042}{T} \right) \right] \cdot S^{0.5} + \left[\left(\frac{2416}{T} \right) - 2.013 \right] \cdot \log |P_{\text{Reid}}| - \left(\frac{8742}{T} \right) + 15.64 \right] \cdot \text{psi} \quad (4)$$

Donde:

$P_v(T)$: Presión de vapor real (en libras por pulgada cuadrada absoluta).

T : Temperatura de almacenamiento (en grados Fahrenheit).

P_{Reid} : Presión de Vapor Reid (en libras por pulgada cuadrada).

S : Pendiente de la curva de destilación ASTM al 10 % evaporado (en grados Fahrenheit por ciento).

Dado los impactos negativos de estos hidrocarburos sobre el medio ambiente, se regula la volatilidad de los distintos cortes del petróleo, a través de la presión de vapor Reid, que se define como la presión absoluta ejercida por una mezcla de hidrocarburos a 37,8 °C en una relación volumétrica de vapor a líquido de 4 (magnitud física indicadora de la volatilidad). Los valores de la presión de vapor Reid y la pendiente de la curva de destilación, se encuentran fijados de acuerdo a la Resolución SEM 222/2001 [4]. Esta norma la deben cumplir los combustibles que se comercialicen para consumo en el Territorio Nacional.

2.2.2 Determinación de la concentración molar de HC en la mezcla gaseosa

Conociendo la presión de vapor, la temperatura y suponiendo válida la ley general de los gases, a partir de la ecuación (5), se determina la concentración en moles de vapor en el espacio aéreo del tanque subterráneo.

$$C_{\text{nafta}}(T) = \frac{P_v(T)}{R_g \cdot T} \quad (5)$$

Donde:

$C_{\text{nafta}}(T)$: Concentración de vapor de HC en la mezcla gaseosa.

R_g : Constante general de los gases.

2.2.3 Determinación del peso molecular promedio de la nafta

Para estimar el peso molecular promedio del combustible se utiliza la ecuación (6), que se muestra a continuación [2],

$$PM_{\text{nafta}} = 20.486 \left(\exp \left(1.16510^{-4} \cdot T_b - 7.78712v + 1.158210^{-3} \cdot T_b \cdot v \right) \right) \cdot T_b^{1.26007} \cdot v^{4.98308} \cdot \frac{\text{gm}}{\text{mol}} \quad (6)$$

Donde:

PM_{nafta} : Peso molecular de la fracción de petróleo [gm/mol]

T_b : Promedio de la temperatura de ebullición de la fracción de petróleo [grados Rankine].

v : Gravedad específica [60 °F/ 60 °F].

2.2.4 Volumen de mezcla gaseosa desplazada

El desplazamiento de los vapores de HC a la atmosfera, se produce cuando se realiza la descarga de combustible dentro del tanque de almacenamiento, donde el volumen líquido que ingresa empuja la mezcla gaseosa preexistente a través del venteo para ser liberada al ambiente. El volumen gaseoso desplazado es equivalente al volumen de líquido descargado al tanque de almacenamiento, ya sea subterráneo o propio del vehículo. Por lo tanto, el volumen desplazado total de mezcla gaseosa (HC + aire) es la suma de los volúmenes de combustible líquido (nafta) descargado a los SASH y del volumen despachado a los tanques de los vehículos particulares. Esto se expresa en la ecuación (7):

$$V_{TD} = V_{SASH} + V_{\text{vehículos}} \quad (7)$$

Donde:

V_{TD} : Volumen total desplazado de mezcla gaseosa.

V_{SASH} : Volumen de combustible descargado a los SASH.

$V_{\text{vehículos}}$: Volumen de combustible descargado a los tanques de los vehículos.

A partir de los datos brindados por una estación de servicio ubicada en la ciudad de Córdoba se obtuvo el volumen anual descargado de nafta a un tanque subterráneo de almacenamiento de combustible.

Este volumen anual de combustible desplazó un volumen igual de mezcla gaseosa (HC y aire), al ser descargado al tanque subterráneo. Se puede considerar que todo el combustible que se descarga a los tanques subterráneos se despacha a los distintos vehículos desplazando los vapores que se encuentran en el interior de sus propios tanques de combustible y también desplazó un volumen igual, de mezcla gaseosa, de los tanques de almacenamiento de los vehículos particulares. Como se indica en la ecuación (8):

$$V_{SASH} = V_{\text{vehículos}} \quad (8)$$

Por lo tanto el volumen total anual desplazado de mezcla gaseosa, como se observa en la ecuación (9), es el doble del volumen anual descargado de combustible a los tanques subterráneos.

$$V_{TD} = 2 \cdot V_{SASH} \quad (9)$$

2.2.5 Cálculo de la masa liberada anualmente de un SASH

Para el cálculo de la masa liberada anualmente a la atmósfera por desplazamiento de los vapores de HC que se encuentran dentro del tanque, en las operaciones de carga y descarga de combustible, se utilizó la ecuación (10):

$$W_{T(T)} = C_{nafta(T)} \cdot PM_{nafta} \cdot V_{TD} \quad (10)$$

Donde:

$W_{T(T)}$: Masa de combustible (nafta) liberada a la atmósfera.

3. MODELADO ESTOCÁSTICO DE LA MASA DE HC LIBERADO A LA ATMOSFERA

Las estimaciones deterministas extremas de la masa de HC liberada por difusión (1), (2) y (3) se encuentran entre 15 y 25 kg/año. Las mismas estimaciones para desplazamiento de vapores en coexistencia por la operación de carga y descarga (10) se encuentran entre 1.000 y 10.000 kg/año. Por ello es que el fenómeno de difusión es despreciado en nuestro modelo estocástico. El método de Monte Carlo es un método no determinístico o estadístico numérico, usado para aproximar expresiones matemáticas complejas y costosas de evaluar con exactitud. El método se llamó así en referencia al Casino de Monte Carlo (Principado de Mónaco) por ser “la capital del juego de azar”, al ser la ruleta un generador simple de números aleatorios. El nombre y el desarrollo sistemático de los métodos de Monte Carlo datan aproximadamente de 1944 y se mejoraron con el desarrollo de la computadora [6].

En el presente trabajo las ecuaciones deterministas(4), (5),(6), (9) y (10), para el cálculo de la masa de combustible desplazado anualmente por un tanque en el proceso de carga son estocastizadas mediante la asignación de distribuciones de probabilidad a algunas variables que son inciertas o intrínsecamente variables. Estas son: el volumen de los tanques de almacenamiento, la frecuencia de carga de los mismos, la temperatura ambiente, la presión de vapor Reid, la pendiente de la curva de destilación y el peso molecular de la nafta. La forma matemática y los parámetros asignados a estas distribuciones pueden verse en la Tabla 1.

Las simulaciones se realizaron en una PC con procesador Intel Core 2 duo 2,4 GHz. Se ajustó el número de iteraciones a 100.000 y luego a 500.000 sin aumentar significativamente el consumo temporal. Este parámetro sólo se vio afectado con la asignación más representativa, por su asimetría, del tipo Beta Pert a la Temperatura, incrementándose de unos pocos segundos a algunas decenas de segundos. El tiempo de simulación no fue un factor limitante a tener en cuenta.

<i>Variable</i>	<i>Tipo de Distribución</i>	<i>Parámetros</i>
Volumen de tanque [m ³]	Discreta	10(0,22), 20(0,75), 30(0,03)
Frecuencia de carga [veces/año]	Normal	$\sigma = 15$ Media=100
Temperatura [Rankine]	Beta pert	Min= 482; Max=564; Max Prob= 527,67
Presión de vapor Reid [psi]	Normal	$\sigma = 1,65$ Media=8,3
Pendiente de la Curva de destilación [Fahrenheit/%]	Uniforme	Max=3,1 Min= 2,7
Peso Molecular [g/mol]	Normal	$\sigma = 3,75$ Media=107,5

Tabla 1. Tipo de distribución y parámetros de las variables.

4. RESULTADOS

Se estimó la distribución de probabilidad para la masa de hidrocarburo liberada anualmente de un tanque subterráneo a la atmósfera por desplazamiento de la fase vapor en coexistencia con la líquida, mediante la aplicación del modelo descripto. Los resultados se muestran en la Fig. 1, correspondientes a una simulación con 500.000 iteraciones.

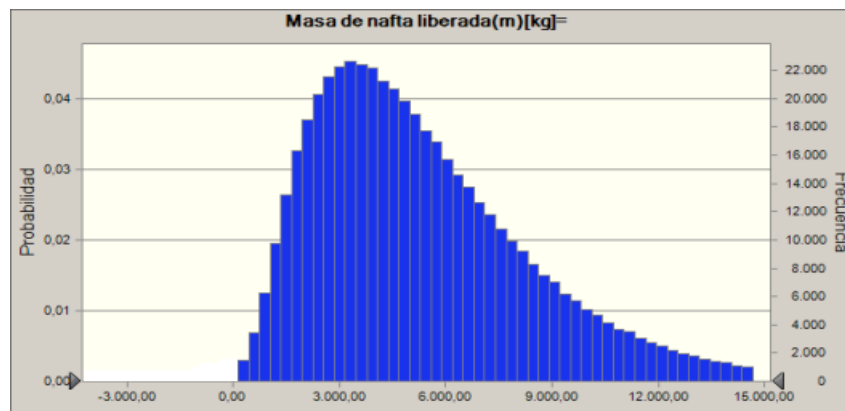


Fig. 1. Distribución de la masa de HC liberado a la atmósfera

Se observa una distribución asimétrica (asimetría: 1,28), con un valor medio de 5435 kg/año, una Mediana de (Percentil 50) 4773 kg/año, y para el Percentil 90 de 9820 kg/año. Este último valor muestra que si presentan ciertas condiciones, se pierden cerca de 10 toneladas de nafta al año de un solo tanque de almacenamiento subterráneo de hidrocarburos.

5. CONCLUSIONES

En este trabajo se estimó la distribución de la masa de HC que se libera a la atmósfera anualmente por un tanque operativo de SASH en la ciudad de Córdoba. Se determinó que el fenómeno de mayor importancia en esta liberación es el debido al desplazamiento del vapor en coexistencia con el líquido siendo despreciable la masa de HC liberada por difusión. Se estimaron y ajustaron distribuciones de probabilidad para parámetros del modelo inciertos o intrínsecamente variables (frecuencia de carga, volumen de los tanques de almacenamiento, temperatura, pendiente de la curva de destilación, presión de vapor Reid y el peso molecular). Se determinó que la variabilidad e incertidumbre de estos parámetros es importante y puede afectar la estimación del valor medio hasta un factor 3 para el percentil 90.

La distribución de la masa de HC liberada muestra una mayor frecuencia entre los 3000 y 6000 kg anuales. Desde el punto de vista ambiental y también económico el resultado es alarmante si consideramos que sólo en la ciudad de Córdoba se cuentan aproximadamente 300 SASH con naftas lo cual indicaría en promedio unas 1200 toneladas de nafta liberadas a la atmósfera por año pudiendo llegar a 3600 toneladas tomando el percentil 90.

En otros países existen desde hace muchos años [7] sistemas de recuperación de estos vapores durante el proceso de carga. La instalación de dichos sistemas puede amortizarse claramente mediante el ahorro que permiten, evitando al mismo tiempo una contaminación crónica y difusa que afecta adversamente a la salud del ser humano y al ecosistema.

6. REFERENCIAS

- [1] Libro Web de Química del NIST, “Base de Datos de Referencia Estándar del NIST Número 69”, <http://webbook.nist.gov/chemistry/>
- [2] Daubert, “Technical Data Book - Petroleum refining” - API, 1999.
- [3] Robert E. Treybal, “Operaciones de transferencia de masa”, Agosto 1995.
- [4] EPA, Emission Factor Documentation for AP-42 - Section 7.1 - Organic Liquid Storage Tanks - September 2006.
- [5] 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”
- [6] Hammersly, J.M., and D.C. Handscomb, 1964; “Monte Carlo Methods”, John Wiley & Sons. ISBN: 0416523404
- [7] CORPODIB, “Determinación de la contaminación ambiental debida al porcentaje de evaporación en las gasolinas colombianas”, Bogotá D.C., Marzo de 2004.

CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CARBONO DE FUENTES MÓVILES PARA LA REPÚBLICA ARGENTINA A PARTIR DE ÍNDICADORES SOCIOECONÓMICOS

Perez Gunella¹, Federico; Puliafito^{1,2}, S. Enrique

1*: Secretaría de Ciencia y Técnica
Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional
Medrano 951 - CABA

e-mail: fperezgunella@frba.utn.edu.ar, web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

2: CONICET

Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
Rodríguez 273 - 550 Mendoza

e-mail: epuliafito@frm.utn.edu.ar, web: <http://www.frm.utn.edu.ar/>

Resumen. *El presente trabajo presenta un inventario de emisiones de carbono de fuentes móviles para la República Argentina. Para el cálculo de las emisiones se parte de los balances de emisión de contaminantes del sector de transporte estimado, teniendo en cuenta la venta de combustible en el país y efectuando la desagregación espacial utilizando variables socioeconómicas que cuantifican las emisiones por habitante. Los factores socioeconómicos considerados son la cantidad de habitantes y el índice de NBI para cada departamento de la república. Para la presentación de la información se construyó una grilla con celdas cuadradas de de 15km de lado. Los resultados obtenidos muestran que el 30% de las emisiones calculadas se concentran en sólo 14 departamentos del país, en tanto que en 94% de los departamentos que menos emiten se concentra sólo el 50% del total de las emisiones calculadas.*

Palabras clave: Calidad de aire, República Argentina, nbi

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de impacto ambiental ha tomado hoy día vigencia y auge social, lo que explica la presencia de este tema en discusiones de los más variados niveles académicos y políticos. A manera de una contribución a dicha necesidad, nuestro proyecto presenta como materia prima para el análisis de la información, inventarios de emisión proporcionados por la Segunda Comunicación Nacional al IPCC [1], que establecen los valores de contaminación totales para la República Argentina. Como herramienta para la evaluación del impacto ambiental (EIA) se desarrolló la presente metodología que permite desagregar

geográficamente la información disponible de los inventarios de emisión existentes utilizando variables socioeconómicas obtenidas del INDEC [2]. Este desagregado se centró sobre el contaminante CO₂.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción

El presente trabajo propone un método para implementar la desagregación de las emisiones de CO₂ proveniente de las fuentes móviles en el ámbito de la República Argentina. Debido a la naturaleza de la metodología desarrollada, y a la correlación existente entre los indicadores de desarrollo económico y los factores que determinan las emisiones producidas, se generarán los mapas de emisión de CO₂, pudiendo aplicar esta metodología en los distintos sectores de generación de contaminantes. La metodología desarrollada responde al denominado método Top-Down. Se parte de los valores de emisión de contaminantes totales presentados en [1] que se detallan en la tabla 1:

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO _x	CO	NM _{VOC}
Energía	35.565	8,05	1,01	54,76	49,61	13,26
Industrial	15.060	3,77	1,01	31,17	391,33	6,67
Transporte	38.969		1,27	391,40	1,969	276,48
Agrícola	7.508	1,12	0,20	152,99	61,19	23,46
Comercial	3.133	0,07	0,11	2,72	0,54	0,27
Residencial	17.350	3,86	0,10	16,10	152,62	7,94
Proc. Industr.	9.612	1,29	0,47	13,02	144,23	175,26
Prod. Agr-gan	0	2.834,92	210,92	4,69	158,30	0
Fugitiva	1.052	524,39	0,02	2,04	434,49	21,17
Total	128.249	3,419	215	669	3,361	525

Tabla 1: Gg de emisión por contaminante y por sector

El cálculo desagregado de la emisión (E) se realizó en dos etapas. En una primera etapa se realizó el desagregado del total de las emisiones en cada uno de los departamentos del país, luego, se construyó una grilla de cuadrados de 15Km de lado que cubre la totalidad de la superficie continental del país. Como segunda etapa se asignó un valor de emisión para las celdas de la grilla. Para el cálculo de la emisión en cada uno de los departamentos del país se utilizó la siguiente expresión:

$$E = \frac{Pd \times Sd \times Fconv}{1 \times 10^6 \times \left(1 - \frac{NBIdep}{100}\right)} \quad (1)$$

Donde Pd es la población del departamento, Sd es la superficie, NBIdep es el índice de necesidades básicas insatisfechas para el departamento en cuestión. Fconv es un factor de conversión que se calcula para el total del país.

El F_{conv} se construyó con la siguiente unidad derivada:

$$F_{conv} = \frac{[Ggr]}{[año] \times [Km^2] \times [Hab]}$$

En donde Ggr se refiere a la cantidad emitida de CO2 en un año. Para la república Argentina, el factor de conversión es:

$$F_{conv} = \frac{3,10[Ggr] \times (-0,177)}{40117000[hab] \times 2780400[Km^2]}$$

Dando como resultado

$$F_{conv} = 0,02257057 \frac{[Ggr]}{[año] \times [Km^2] \times [Hab]}$$

Una vez obtenido el factor de conversión para el país se realizó el cálculo de las emisiones de CO2 de cada departamento del país utilizando la fórmula (1). A esta emisión obtenida para cada departamento se le realizó una normalización por superficie, para obtener una cantidad de emisión por unidad de superficie. Este cálculo de emisión desagregado por departamento se puede observar en la Figura 1.

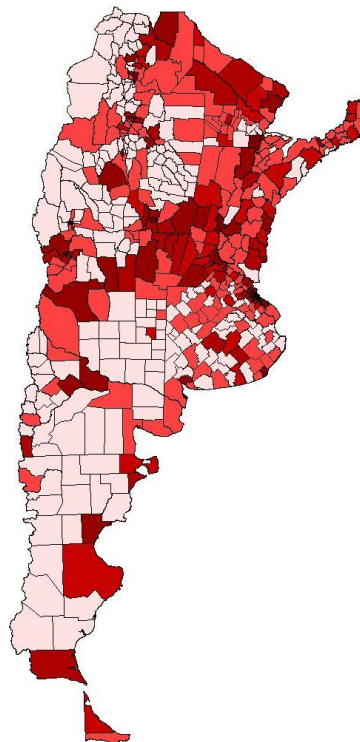


Figura 1: Flujo de emisión desagregada por departamento

2.2. Presentación de la información

Para presentar la información se generó una grilla con celdas cuadradas de 15Km de lado que cubre la totalidad del territorio continental de la Argentina. Se eligió este tamaño de celda para priorizar un análisis de las emisiones a nivel nacional. En la Figura 2 se puede observar el tamaño de la grilla obtenido una precisión aceptable para analizar la información georeferenciada.

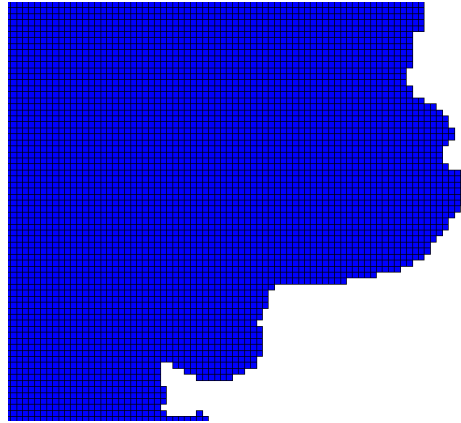


Figura 2: Grilla de parte del territorio continental

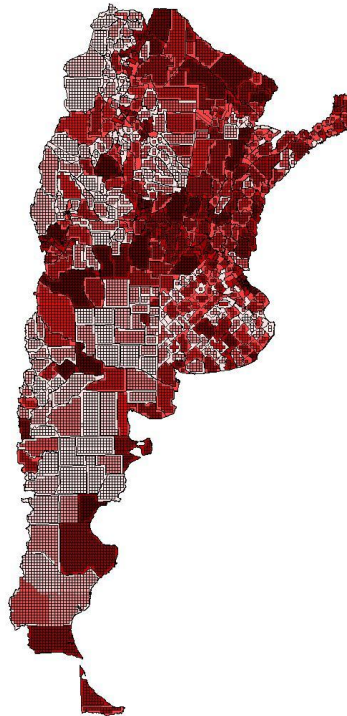


Figura 3

3. RESULTADOS

La grilla con las emisiones se presenta en la Figura 3. Se observan las emisiones de CO₂ clasificadas por deciles para todo el territorio continental. Con el objeto de verificar la hipótesis propuesta respecto a la relación existente entre los índices socioeconómicos y la cantidad de emisión de CO₂, se realizó un análisis de tipo estadístico de los parámetros involucrados. Este análisis consistió en el cálculo de índices de correlación de Pearson entre los valores de NBI y emisión de CO₂, y entre los valores de densidad poblacional y emisión de CO₂. Se realizó el cálculo de estos dos índices para cada una de las provincias, obteniéndose los resultados observados en la Tabla 2.

<i>Provincia:</i>	<i>$\Gamma(\text{Densidad}, \text{ECO}_2)$</i>	<i>$\Gamma(\text{NBI}, \text{ECO}_2)$</i>
Bs As	0,6178	0,3485
Catamarca	0,9573	-0,4334
Chaco	0,8754	-0,3516
Chubut	0,8012	-0,6579
Córdoba	0,9715	-0,2393
Corrientes	0,9538	-0,3939
Entre Ríos	0,9374	-0,3442
Formosa	0,9159	-0,4101
Jujuy	0,8295	-0,6128
La pampa	0,9901	-0,2787
La Rioja	0,8355	-0,2369
Mendoza	0,5405	-0,5597
misiones	0,0604	0,0198
Neuquén	0,9976	-0,3788
rio negro	0,8726	-0,3264
Salta	0,9312	-0,3500
San juan	0,7870	-0,5683
San Luis	0,6980	-0,1167
Santa Cruz	0,9237	0,3617
Santa Fe	0,9771	-0,1588
Santiago del Estero	0,9646	-0,4706
Tucumán	0,9483	-0,5510

Tabla 2: Índices de correlación $\Gamma(\text{Densidad}, \text{ECO}_2)$ y $\Gamma(\text{NBI}, \text{ECO}_2)$ por provincia

Podemos ver en la tabla una marcada relación entre la variable densidad de población y las emisiones calculadas. De las 22 provincias analizadas, más del 77% de ellas presentan un índice de correlación $\Gamma(\text{Densidad}, \text{ECO}_2)$ con valores superiores a 0,8. Por otro lado, la

relación entre la variable NBI y la emisión calculada presenta valores negativos, indicando una relación inversa entre ellos. Los valores obtenidos de correlación entre el NBI y la emisión son menores, obteniéndose un promedio de las provincias consideradas de -0,3.

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se desarrolló un método de desagregación de las emisiones de CO₂ de las fuentes móviles en todo el territorio continental de la Argentina. Se partió de las emisiones totales del país y haciendo uso de las herramientas informáticas de procesamiento de datos georeferenciados, se llevó a cabo la desagregación de las emisiones considerando índices socioeconómicos y valores de densidad poblacional obtenidos del INDEC.

Los resultados de emisión normalizados por superficie, o flujo de emisión muestran que el 42% de las emisiones del país se generan en la CABA y provincia de Buenos Aires. La hipótesis que las concentraciones de población son las mayores generadoras de emisión se sustenta en el hecho que del total de 500 departamentos, los 20 departamentos con mayor población del país generan el 37% de las emisiones. El análisis realizado sobre la influencia del índice de NBI y la cantidad de emisión generada indica que los 50 departamentos con menor NBI generan sólo el 13% del total de las emisiones.

Los resultados obtenidos son entonces una herramienta que ayuda a fundamentar, desde el conocimiento científico, políticas tendientes a la implementación de mecanismos para la mitigación de las emisiones.

5. REFERENCIAS

- [1] Segunda Comunicación Nacional de Argentina al IPCC (2007). www.ambiente.gov.ar
- [2] INDEC Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. <http://www.indec.gov.ar> .

ANÁLISIS DE LA COMPOSICIÓN PROTEÍNICAS EN LÁGRIMAS DE POBLACIONES EXPUESTAS A LA CONTAMINACIÓN AÉREA POR MATERIAL PARTICULADO EN ZONAS URBANAS E INDUSTRIALES.

Gutiérrez^{1,4}, M. A.; Sedan², D.; Serradell³, M. A.; Orte⁴, M.; Porta^{1,4}, A.
y Andrinolo^{1,2}, D.

1: Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU) – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, 50 Y 115. e-mail: mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, dandrinolo@yahoo.com, aaporta@yahoo.com.ar
web: <http://www.exactas.unlp.edu.ar/paeu>

2: Cátedra de Toxicología – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. 47 y 115.
e-mail: danielasedan@yahoo.com.ar.

3: Cátedra de Microbiología – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, 47 y 115.
e-mail: maserr@biol.unlp.edu.ar

4: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA) – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. 47 y 115. e-mail: ortemarcos1@gmail.com

Resumen. *La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que un 25% de las enfermedades actuales que enfrenta la humanidad están asociadas con la exposición prolongada a la contaminación ambiental. Muchas de éstas no se detectan fácilmente, pudiendo ser adquiridas durante la infancia y manifestarse en la edad adulta. A unos 10 km de La Plata se encuentra uno de los Polos Petroquímicos más importantes de Latinoamérica. Esta región ha sido objeto de estudios referidos a contaminantes en el aire, los cuales se correlacionaron además con el impacto sobre la salud de la población, en términos de asma y disminución de la capacidad respiratoria, y con el análisis de índices de riesgo informando valores superiores a los recomendados por la OMS. Nuestro trabajo pretende evaluar el efecto de la contaminación aérea en la composición lagrimal, considerando dos poblaciones de la región: una cercana al Polo Petroquímico y otra con diferente calidad de aire. Ambas zonas fueron monitoreadas en invierno y verano mediante un muestreador MiniVol TAS, para 10 y 2,5 micrómetros. Al mismo tiempo, se cuantificaron los niveles de proteínas en lágrima, mediante electroforesis SDS-minigel. En esta presentación se muestran los resultados obtenidos del análisis del primer grupo de participantes.*

Palabras clave: Lágrima, contaminación atmosférica, proteínas.

1. INTRODUCCIÓN

Se considera que el aire limpio es uno de los requisitos básicos de la salud y el bienestar humano. Sin embargo la contaminación del mismo resulta una amenaza para la salud en todo el mundo. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) la carga de enfermedad debida a la contaminación del aire, genera más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir 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 vías de desarrollo [1-3], aumentando significativamente la morbilidad y la mortalidad en la población en general [4-7].

Estudios epidemiológicos realizados en diversos países, evidencian cómo la exposición crónica a contaminantes relacionados al tráfico vehicular y la industria química y petroquímica, tales como material particulado, metales e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) asociados, compuestos orgánicos volátiles (COVs) y gases inorgánicos (SO₂ y NO_x) producen efectos adversos en la salud de la población. Así mismo, se han estudiado cambios en la susceptibilidad a la contaminación con la salud o la edad, y aumentos de los efectos de la contaminación con la exposición, aunque hay pocas pruebas que indiquen un umbral por debajo del cual no sea posible prever efectos adversos en la salud [3, 8].

Se reconocen diferentes efectos en la salud frente a la contaminación aérea, principalmente los provocados en el sistema respiratorio y el cardiovascular [9, 10], pero también se ha encontrado que frente a la contaminación ambiental la estabilidad de la película lagrimal varía, y las concentraciones de sus componentes se ven afectadas. Varios estudios demuestran las relaciones frente a exposiciones de monóxido de carbono (CO) y material particulado con un diámetro aerodinámico menores a 2,5 µm (PM_{2,5}) [11, 12], o de hidrocarburos totales de petróleo en aguas [13], y los síntomas y signos oculares que presenta la población que vive cercanos a fuentes de contaminantes. Los mismos pueden ir desde los comúnmente reportados como dolor y picazón [14] a las más graves condiciones de daño de la superficie ocular, y disminución de la visión [15]. En el área de la contactología pueden generar intolerancia al uso de lentes de contacto [16].

En este sentido, en Argentina existen varios grupos de investigación trabajando en la contaminación del aire, los cuales han encontrado diferencias significativas en cuanto a los niveles de COVs, material particulado y compuestos asociados en las distintas zonas evaluadas, siendo dichos niveles mayores en la zona con influencia industrial [17, 18]. Asimismo se encontraron efectos mutagénicos y citotóxicos asociados al material particulado, especialmente en zonas industriales [19, 20]. Por otra parte, respecto al relevamiento por medio de cuestionarios, sólo se ha podido obtener un sondeo preliminar de la situación, encontrándose algunas asociaciones significativas [21, 22].

Por lo tanto, si bien se cuenta con una buena caracterización en ciertas regiones del país, queda vacante el estudio de los efectos asociados, y la aplicación de una metodología de trabajo que permita la integración de ambas partes: contaminación y salud, sumado a la generación de propuestas y alternativas tendientes a solucionar la problemáticas planteada, incluyendo la remoción/mitigación de contaminantes y/o estrategias en políticas públicas y nacionales para establecer normas de calidad del aire dirigidas a proteger la salud pública de

nuestros ciudadanos.

En este sentido nuestro grupo de trabajo viene realizando diferentes estudios en la región comprendida por los partidos de La Plata y Ensenada, las cuales cuentan con una población aproximada de 700.000 habitantes y presentan dos importantes fuentes emisoras de contaminantes. Un importante polo industrial petroquímico, en el cual se destaca la refinería de petróleo más importante del país, con una capacidad de procesamiento de unos 38.000 m³/día de crudo. Cercana a ésta, se ubican otras industrias subsidiarias productoras de compuestos aromáticos (benceno, tolueno, xilenos), alifáticos (pentano, hexano, heptano), anhídrido maleico y coque de petróleo, entre otros. Por otro lado, se debe considerar al casco urbano de La Plata con un tránsito vehicular de unos 180.000 automotores registrados, muchos con motores diesel utilizados para el transporte de pasajeros o cargas de la más variada índole. Como también la zona periférica, de estructura residencial, la que ha presentado un fuerte crecimiento urbano en los últimos años. En estos estudios se ha encontrado elevados niveles de PM, HAPs y COVs en áreas cercanas al Polo y el casco urbano, además de efectos adversos en la función respiratoria en habitantes de La Plata [21, 23].

Nuestro trabajo pretende evaluar el efecto de la contaminación aérea en la composición lagrimal, considerando dos poblaciones de la región: una cercana al Polo Petroquímico y otra residente en zonas urbana. En este sentido, se evaluarán los perfiles proteicos de las lágrimas de los residentes de las dos zonas de estudio, mediante electroforesis SDS-minigel, y se contrastará con los valores de material particulado, medidos desde el año 2010 hasta el 2012 por nuestro grupo de trabajo.

En esta presentación se muestran los resultados obtenidos en la optimización de la determinación de perfiles proteínicos en lágrima y los resultados preliminares del análisis de un primer grupo de participantes.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Población de estudio

Para evaluar el efecto de la contaminación aérea en la estabilidad lagrimal se evaluaron dos poblaciones de la ciudad de La Plata y alrededores con diferentes características ambientales: una población cercana a un área industrial (zona A) y otra en un área urbana (zona B).

Se trabajo con personas que viven y trabajan en las zonas de estudio (A y B), constituyendo dos grupos compuestos cada uno por 8 personas sanas, cuyas edades están comprendidas en el rango etario de 25 a 55 años. Al momento del estudio ninguno de los participantes del mismo se encontraban bajo tratamiento médico con fármacos de ninguna clase.

Una vez que los procedimientos fueron totalmente explicados a los pacientes y comprendidos por los mismos, se obtuvo el consentimiento informado, el cual fue aprobado por el Comité consultivo de la Universidad Nacional de La Plata.

2.2. Extracción de las muestras de lágrima

La extracción de las muestras de lágrimas se realizó en ambos ojos de un mismo paciente tal

como se describe en la prueba de Schirmer I [24]. Las tiras de Schirmer (Hub Pharmaceuticals, CA 91730, USA) se colocaron en el fondo saco temporal inferior, sin anestesia tópica por el periodo de 5 minutos. Valores de 5 mm o menores se consideraron anormales [25]. Seguidamente se colocaron las tiras conteniendo las muestras de lágrima en tubos ependorff. Se agregaron 100 μ l de solución fisiológica estéril en cada tubo con el fin de extraer la muestra embebida en la tira y se centrifugó a 10000 rpm por 5 min (Legend Micro 17/17b centrifuge, Thermo scientific). Las muestras extraídas se colocaron en tubos ependorff limpios y se almacenaron a -20 °C hasta su análisis.

2.3 Análisis de la composición proteica de la película lagrimal

Se llevó a cabo la determinación de proteínas totales por el método de Bradford [26] en las muestras de ojo derecho (OD) y al ojo izquierdo (OI) de cada uno de los pacientes que participaron del estudio. Sobre estas muestras se realizó la caracterización de las distintas proteínas presentes en lágrima mediante electroforesis en minigeles de poliacrilamida con dodecilsulfato de sodio (SDS-PAGE) en gradiente 10 -20%, siguiendo la técnica de Laemmli [27]. Como referencia, se utilizó un marcador de proteínas de bajo peso molecular que contiene miosina, b- galactosa, seroalbumina bobina, ovoalbumina, anhidrasa carbónica, inhibidor tripsina, lisozima y aprotinina (6.5, 14, 20, 29, 45, 66, 118, 212 kDa) de Applichem. Previo a la siembra, las muestras fueron tratadas en una relación 1:2, con buffer Tris-HCl (0.5 M, pH 6.8) con beta-mercaptoetanol 5% (tratamiento reductor) y sometidas a un tratamiento térmico a 95 °C por 5 minutos. En todos los casos, la proteína total aplicada en cada calle fue de 3 μ g. Después de la electroforesis el gel fue tenido con una solución de Coomassie Blue G-250 al 2%.

3. RESULTADOS

3.1 Extracción de las muestras de lágrima

El test de Schirmer I no mostró alteraciones ni diferencias significativas entre las poblaciones estudiadas, encontrándose dentro del rango normal, con valores de (31,58 \pm 5,75 mm) para la zona A y de (31,15 \pm 4,45 mm) para la zona B.

3.2 Composición proteínica de la película lagrimal

No se observaron diferencias significativas en los niveles de proteínas totales en las muestras de lágrima provenientes de la zona A (0,95 \pm 0,38 μ g/ μ l, n=16) y de la zona B (0,95 \pm 0,18 μ g/ μ l, n=16). En la figura 1 y 2 se muestran geles representativos de las corridas electroforéticas realizadas. Se observan bandas de pesos moleculares entre 10 y 120 kDa. En ambos se observan siete u ocho bandas dependiendo de cada muestra. Existen tres bandas más intensas, una en la zona entre 118-66 kDa, otra cercana a los 20 kDa y otra a los 14 kDa.

Estas bandan se corresponden según los resultados de Kuizenga y otros [28] a la Lactoferrina (LF), Prealbúmina específica de la lágrima (TSPA) y Lisozima (Lys), respectivamente.

Otras dos bandas, de menor intensidad, se encuentran cerca de los 66 Kda, que según bibliografía correspondería a la albumina (Alb) y a la cadena pesada de la IgA. En algunas muestras se definen dos bandas en esa posición, mientras que en otras muestras solo aparece una banda. Por último, están presentes dos bandas mucho más débiles una en la zona de los 45 kDa y otra entre los 20-29 kDa.

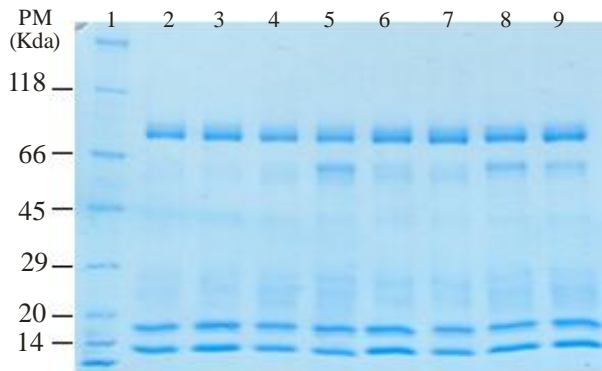


Figura 1. SDS-PAGE 10-20% de lágrimas de la zona A. Línea 1 patrón. Líneas 2-9 lágrimas del OD y OI de los pacientes 1 al 4.

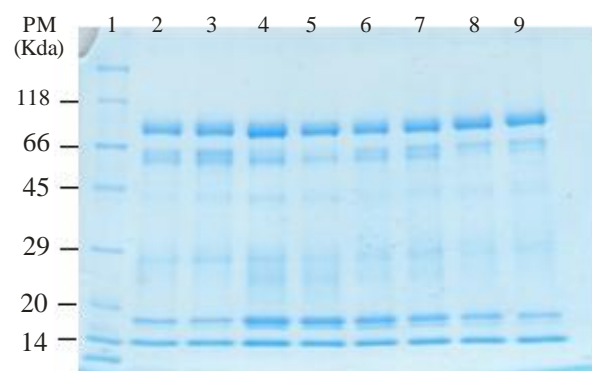


Figura 2. SDS-PAGE 10-20% de lágrimas de la zona B. Línea 1 patrón. Líneas 2-9 lágrimas del OD y OI de los pacientes 5 al 9.

3.3 Estimación semicuantitativa de las proteínas en la película lagrimal

Las imágenes de los minigeles fueron procesadas por el software Scion Image, y las mismas se utilizaron para estimar las concentraciones relativas, de las diferentes proteínas. A modo de ejemplo se muestran los resultados para corridas electroforéticas correspondientes a muestras de individuos de la zona A y de la zona B (Figura 3 y 4).

En la tabla 1 se presentan los resultados obtenidos para las proteínas LF, Alb, TSPA y Lys. En la misma se visualiza un aumento significativo en los valores de LF, TSPA y Lys de los pacientes de la zona B respecto a los pacientes de la zona A.

	Zona A	Zona B
LF ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$)	$0,82 \pm 0,08^*$	$0,94 \pm 0,08^*$
Alb ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$)	$0,13 \pm 0,08$	$0,2 \pm 0,2$
TSPA ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$)	$0,5 \pm 0,1^*$	$0,6 \pm 0,1^*$
Lys ($\mu\text{g}/\mu\text{l}$)	$0,52 \pm 0,05^*$	$0,65 \pm 0,08^*$

Tabla 1. Concentraciones de las proteínas analizadas en lágrima en los pacientes de la zona A y B. Los resultados se expresan como $M \pm DS$; $N=16$. Los * indican resultados significativamente diferentes analizados con el test ANOVA para dos poblaciones independientes ($P < 0.05$).

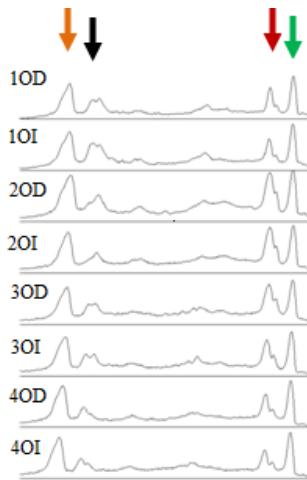


Figura 3. Curvas de semicuantificación de lagrimas del ojo derecho (OD) y del ojo izquierdo (OI) correspondiente a 4 pacientes de la zona A. (1, 2, 3 y 4). Se indican los picos correspondientes a LF (flecha naranja), Alb. (flecha negra), TPSA (flecha roja) y Lys (flecha verde).

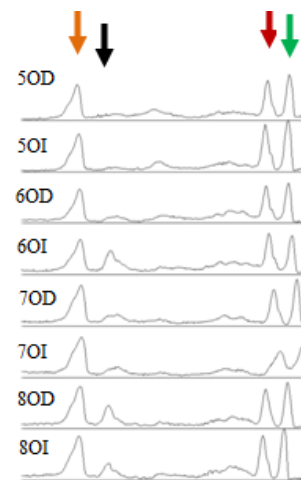


Figura 4. Curvas de semicuantificación de lágrimas del ojo derecho (OD) y del ojo izquierdo (OI) correspondiente a 4 pacientes de la zona B. (5,6,7 y8). Se indican los picos correspondientes a LF (flecha naranja), Alb. (flecha negra), TPSA (flecha roja) y Lys (flecha verde).

4. DISCUSIÓN

En base a los datos previamente informados por el grupo de trabajo con respecto a que los niveles de material particulado, ya sea en la zona industrial (A), que supera a los valores permitidos por la OMS, y en la zona urbana (B) que se encuentran por debajo de estos límites [21, 23]. Sumado a estudios que indican que las personas expuestas a altos niveles de contaminación aérea frecuentemente presentan inestabilidad en el film lagrimal [29], nos propusimos indagar si estas diferencias en la calidad de aire tiene una relación directa con las modificaciones en el contenido proteico de la lagrima.

Por lo tanto, en este trabajo hemos llevado a cabo el estudio de la composición de la lágrima de pacientes que viven y trabajan en dos zonas que presentan una calidad de aire diferente, una zona A cercana a un importante polo petroquímico y una zona B urbana.

Nuestros resultados preliminares indican que aún cuando no se observaron alteraciones en los volúmenes de lagrima secretados, ni en los niveles de proteína total ambos grupos, se evidenciaron alteraciones en la composición proteica de las mismas. Los niveles de LF, Lys, y TPSA se encontraron aumentados en el grupo de la zona B respecto de aquellos observados en el grupo de la zona A. Estos resultados concuerdan con los reportados por Murube y Castillo [30] que indican que aún cuando no se produce hiposecreción es posible encontrar variaciones en la composición proteica de la lágrima.

Es interesante notar que otras proteínas presentes en la lágrima como la Alb, cuyas alteraciones se vinculan frecuentemente a procesos inflamatorios o de estimulación

durante la toma de muestra [31] no presentaron variaciones.

Este trabajo constituye un primer paso en el estudio de la composición lagrimal de poblaciones expuestas a distintas calidades de aire y la vinculación de estas condiciones con la salud de la población.

5. REFERENCIAS

- [1] WHO, "'Environmental Health Criteria 237. Principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals'"., *Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization and the World Health Organization. Geneva.* (2006)
- [2] WHO, "'Environmental Health Criteria 239. Principles for Modelling Dose–Response for the Risk Assessment of Chemicals'"., *Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization and the World Health Organization. Geneva.* (2009)
- [3] WHO, "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 ", (2006)
- [4] R.D. Brook, S. Rajagopalan, et al., "Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement From the American Heart Association", *Circulation*. **121**. 2331-2378 (2010)
- [5] G. Hoek, B. Brunekreef, et al., "Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study", *The Lancet*. **360**. 1203-1209 (2002)
- [6] R. Maheswaran and P. Elliott, "Stroke mortality associated with living near main roads in England and wales: a geographical study", *Stroke*. **34**. 2776-80 (2003)
- [7] C. Tonne, S. Melly, et al., "A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction", *Environ Health Perspect*. **115**. 53-7 (2007)
- [8] E.E. Agency, "Air quality in Europe", *EEA Report No 4/2012*. (2012)
- [9] S.D. Adar and J.D. Kaufman, "Cardiovascular Disease and Air Pollutants: Evaluating and Improving Epidemiological Data Implicating Traffic Exposure", *Inhalation Toxicology*. **19**. 135-149 (2007)
- [10] C.A. Pope and D.W. Dockery, "Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect", *Journal of the Air & Waste Management Association*. **56**. 709-742 (2006)
- [11] A. Ellegård, "Tears while Cooking: An Indicator of Indoor Air Pollution and Related Health Effects in Developing Countries", *Environmental Research*. **75**. 12-22 (1997)
- [12] A.R. Siddiqui, K. Lee, et al., "Eye and respiratory symptoms among women exposed to wood smoke emitted from indoor cooking: a study from southern Pakistan", *Energy for Sustainable Development*. **9**. 58-66 (2005)
- [13] M. San Sebastián, B. Armstrong, and C. Stephens, "La salud de mujeres que viven cerca de pozos y estaciones de petróleo en la Amazonía ecuatoriana", *Revista Panamericana de Salud Pública*. **9**. 375-383 (2001)
- [14] C.W. McMonnies, "Key questions in a dry eye history", *J Am Optom Assoc*. **57**. 512-7 (1986)
- [15] M.A. Lemp, "Report of the National Eye Institute/Industry workshop on Clinical Trials in Dry Eyes", *CLAO J*. **21**. 221-32 (1995)
- [16] D.R. Korb and A.S. Henriquez, "Meibomian gland dysfunction and contact lens intolerance", *J Am Optom Assoc*. **51**. 243-51 (1980)
- [17] A. D'Angiola, L.E. Dawidowski, et al., "On-road traffic emissions in a megacity", *Atmospheric Environment*. **44**. 483-493 (2010)

- [18] H. Bogo, M. Otero, et al., "Study of atmospheric particulate matter in Buenos Aires city", *Atmospheric Environment*. **37**. 1135-1147 (2003)
- [19] M. Rehwagen, A. Müller, et al., "Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas", *Science of The Total Environment*. **348**. 199-210 (2005)
- [20] L. Massolo, Müller, A., Rehwagen, M., Porta, A., Herbarth, O., Ronco, A., "Estimación del riesgo asociado a PAHs en ambientes urbanos e industriales", *Contaminación atmosférica en Argentina contribuciones de la II Reunión Anual PROIMCA, Universidad Tecnológica Nacional, Mendoza*. 45 - 53 (2009)
- [21] F.A. Wichmann, A. Müller, et al., "Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution", *Journal of Allergy and Clinical Immunology*. **123**. 632-638 (2009)
- [22] L. Massolo, M. Rehwagen, et al., "Indoor-outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas", *Environmental Toxicology*. **25**. 339-349 (2010)
- [23] N. Cianni, M. Aguilar, 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 Congreso Argentino de Toxicología. 24 al 27 de Junio de 2009, Puerto Madryn, Patagonia Argentina*. (2009)
- [24] E.B. Gil del Río, P., "Lentes de Contacto", *Ed. Jims, S.A.* (1981)
- [25] O.P. van Bijsterveld, "Diagnostic tests in the Sicca syndrome", *Arch Ophthalmol*. **82**. 10-4 (1969)
- [26] M.M. Bradford, "A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding", *Analytical Biochemistry*. **72**. 248-254 (1976)
- [27] U.K. Laemmli, "Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4", *Nature*. **227**. 680-5 (1970)
- [28] A. Kuizenga, N.J. van Haeringen, and A. Kijlstra, "SDS-Minigel electrophoresis of human tears. Effect of sample treatment on protein patterns", *Invest Ophthalmol Vis Sci*. **32**. 381-6 (1991)
- [29] P.K. Coyle, P.A. Sibony, and C. Johnson, "Electrophoresis combined with immunologic identification of human tear proteins", *Invest Ophthalmol Vis Sci*. **30**. 1872-8 (1989)
- [30] J. Murube-del-Castillo and M.D. Cortes-Rodrigo, "Eye parameters for the diagnosis of xerophthalmos", *Clin Exp Rheumatol*. **7**. 145-50 (1989)
- [31] Y. Ohashi, M. Dogru, and K. Tsubota, "Laboratory findings in tear fluid analysis", *Clinica Chimica Acta*. **369**. 17-28 (2006)

DISEÑO DE UN SISTEMA DE ESTERILIZACIÓN DE AIRE MEDIANTE ENERGÍA SOLAR CONCENTRADA.

**Vidal, C. Daniel; Fonseca, José M.; Guerrero, Pablo A.; Macaño, Héctor R.
y Britch., Javier**

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: cvidal@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

Resumen. *La creciente evolución en rubros que utilizan aire esterilizado para su normal funcionamiento, tales como hospitales, centros de salud, laboratorios, y diversos sistemas de almacenamiento de alimentos y líquidos, han fomentado un gran desarrollo en tecnologías destinadas a la esterilización. Sumado a esto, la necesidad de optimizar el uso de los diferentes tipos de energías, con la finalidad de minimizar el impacto ambiental e incrementar el rendimiento económico de las actividades promoviendo un desarrollo sostenible, ha generado una marcada evolución de las tecnologías que permiten utilizar energías renovables tanto en forma asociada a las vigentes, como de manera individual para tal fin. La existencia de tecnologías simples y eficaces de concentración solar, colección y transporte de energía solar junto a la abundancia y gratuidad de la misma permite plantear el diseño de un dispositivo interior de esterilización de aire. De este modo, se abre un campo de posibilidades en el área de esterilización de aire permitiendo desarrollar nuevas técnicas y aplicaciones debido a las ventajas que ofrece un sistema seguro, flexible y versátil de esterilización por el efecto combinado de la radiación UV y la temperatura. En este trabajo se presenta el diseño de un dispositivo de concentración solar dióptrico 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, y su posterior utilización. El mismo cuenta con un sistema de seguimiento solar que permite incrementar su eficiencia.*

Palabras clave: Energía Solar, Concentración Solar, Esterilización de aire.

1. INTRODUCCIÓN

El aire en su composición, además de los gases atmosféricos en sus fracciones correspondientes (O₂, N₂, etc.), contiene diversas partículas y microorganismos como hongos, bacterias y virus que son arrastrados y quedan suspendidos, y por lo tanto ingresan a los ambientes. De este modo, el aire que respiramos no es estéril y puede resultar perjudicial para

personas con inmunidad reprimida, como así también pueden transportarse virus y bacterias que generen el contagio de diversas enfermedades. Esto se ve acentuado en lugares donde la calidad de aire es crítica como hospitales y centros de salud.

En los últimos años las innovaciones en los procesos de almacenamiento y conservación de alimentos han evolucionado en forma marcada, y diversas tecnologías que requieren atmósferas estériles han generado un incremento en la demanda de dispositivos para tal fin.

Si bien la necesidad de ambientes estériles es más común en recintos hospitalarios, en hogares y edificios puede ser necesario y beneficioso lograr atmósferas libres de microorganismos perjudiciales para la salud.

La esterilización es un proceso de control de crecimiento microbiano basado en la inhibición de microorganismos (virus, hongos, bacterias, esporas, etc.) en un medio, mediante diversas metodologías que han ido evolucionando en el tiempo, de acuerdo a los requerimientos de las diferentes áreas. Los métodos pueden utilizar agentes físicos o químicos. Para comprender el concepto, es imprescindible describir el comportamiento microbiano ante la exposición a un agente letal.

De este modo, cuando se habla de esterilización, se toma como único criterio válido de muerte a la pérdida irreversible de la capacidad de reproducción. Esto se determina mediante análisis microbiológicos que consisten en un método cuantitativo de siembra en placas en donde es posible determinar la población sobreviviente al agente utilizado [1].

La inhibición microbiana es un fenómeno que se basa en la pérdida de las propiedades fundamentales de las células mediante un agente que actúe directamente sobre la célula, o que modifique el medio impidiendo su reproducción y provocando finalmente su muerte. A modo de ejemplo, se puede dar la destrucción de la membrana plasmática, de proteínas, ADN, etc.; por acción de temperatura, alteración de pH o el agregado de compuestos tóxicos.

Cuando una población pura se expone a un inhibidor, la cinética de muerte generalmente es exponencial: el número de supervivientes disminuyen en progresión geométrica con el tiempo. En este caso se evidencia que la sensibilidad de todos los microorganismos es la misma, y así es posible obtener de manera probabilística una gráfica del tiempo de exposición necesario para que se produzca la muerte del individuo estudiado. Si se grafica en un sistema de coordenadas en escala logarítmica como se indica en la gráfica 1, se obtiene una línea recta cuya pendiente negativa define la Tasa de Mortalidad [1].

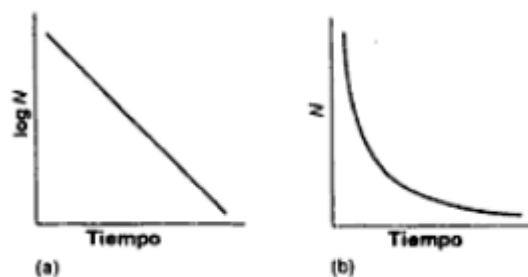


FIGURA 1 - TASA DE MORTALIDAD

La tasa de mortalidad indica la fracción de una población que sobrevive a un tratamiento durante un período de tiempo. Lógicamente, resulta fundamental determinar el número inicial

de la población estudiada para conocer el número real de individuos supervivientes.

En la práctica sin embargo, es muy difícil trabajar con una especie aislada, y a la hora de esterilizar un medio se cuenta con una gran variedad de especies, con lo cual la sensibilidad de cada una de ellas a los agentes letales es variable, y por lo tanto la determinación del tiempo de exposición y la magnitud del agente letal aplicado resulta más compleja. Para ello se debe identificar las especies que presenten mayor resistencia a los agentes que se van a utilizar, determinando la población inicial y la tasa de mortalidad para dicha especie; en general los individuos más resistentes son los esporulados. De este modo, conociendo el comportamiento de los microorganismos de mayor resistencia es posible implementar un método de esterilización adecuado, y al reducir los valores de dicha especie al valor requerido o admisible de atmósfera estéril, se asegura que el resto de los individuos existentes en el medio inicialmente, al tener menor resistencia, han sido eliminados.

Este proceso de identificación de la especie más resistente, nos permite utilizarla como Bio – indicador. Esto significa que sólo con la determinación de su población inicial y de la tasa de mortalidad luego de ser expuesta a un agente letal, es posible asegurar la eliminación de todos los otros microorganismos existentes, y por lo tanto la eficiencia del método aplicado [2].

Como se mencionó anteriormente, en los últimos años los dispositivos técnicos de esterilización de aire han ido evolucionando para lograr adaptarse a las especificaciones y costos asociados de acuerdo a las diferentes aplicaciones. Dentro de las tecnologías más desarrolladas podemos mencionar:

- La utilización de filtros especiales HEPA: Este tipo de filtros llevan años de desarrollo y permiten separar partículas de 0.3µm de diámetro con una eficiencia de 99.97%, y de este modo elimina todos los microorganismos que se encuentran en dichas partículas [3].
- La radiación UV es una tecnología muy desarrollada y utilizada en esterilización de aire y agua. Su función principal es inactivar las células mediante la destrucción de proteínas y ADN y alterando por lo tanto su mecanismo de reproducción.
- La esterilización por temperatura se aplica mediante resistencias eléctricas mediante la utilización de superficies cerámicas. Esto permite elevar la temperatura por encima de los 180 °C durante cierta cantidad de tiempo inhibiendo las funciones vitales de las células de los microorganismos presentes en el aire [2].

Todas las tecnologías de esterilización requieren de mayor o menor cantidad de energía para su funcionamiento, en este punto resulta importante remarcar la tendencia energética mundial que apunta a un incremento cada vez mayor de desarrollo de tecnologías en energías alternativas y renovables. Este enfoque tiene varios aspectos importantes que destacar. El consumo de combustibles fósiles o nucleares representan hoy la principal fuente de energía, pero como es sabido ambas son fuentes limitadas y de gran impacto ambiental, y con el paso del tiempo su escasez es mayor y su precio se eleva. Por otro lado es importante remarcar que las grandes potencias mundiales son las poseedoras de las principales fuentes de provisión y distribución, y por lo tanto regulan el precio de las mismas.

La energía solar surge entonces como la principal fuente de energía renovable debido a que el sol representa una fuente ilimitada de energía. Se conoce que aproximadamente, la potencia que otorga el sol a la superficie terrestre es de 1000 W/m^2 aproximadamente. Su uso no sólo permite la disminución o reemplazo de las energías utilizadas hasta la actualidad, sino que también otorga una gran ventaja que es la versatilidad de tecnologías de colección y aplicación, ya que los dispositivos pueden ser localizados en lugares que resultan muy difíciles de acceder sin que sea necesario la construcción de por ejemplo, costosos oleoductos o grandes infraestructuras, simplificando también su mantenimiento.

Esta tendencia mundial se vio incentivada en el año 1998 por el Protocolo de Kyoto [8] donde se planteó la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero de los países industrializados, otorgando responsabilidades diferenciadas. Las energías renovables entonces se presentaron como una gran posibilidad no sólo de reducir las emisiones gaseosas y por ende el impacto ambiental, sino también lograr una independencia energética.

En este punto los países de mayor desarrollo tomaron la delantera en cuanto a avances tecnológicos, encabezados por Europa y Estados Unidos principalmente.

En Europa por ejemplo la tendencia a la incorporación de energías renovables va en constante crecimiento. En este marco, la Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa al fomento del uso de energías procedente de fuentes renovables, establece que cada estado miembro elaborará un Plan de Acción Nacional en materia de Energías Renovables (PANER) para conseguir los objetivos nacionales fijados en la propia Directiva [9].

Para España, estos objetivos se concretan en que las energías renovables representen un 20% del consumo final bruto de energía, con un porcentaje en el transporte del 10%, en el año 2020.

Hoy en día existen varias tecnologías de captación de energía solar, resultando las más importantes la Fotovoltáica (FV o PV) y la de concentración solar (CS).

Específicamente hablando de concentración solar, se observa en el último tiempo una fuerte inversión tanto en implantación de parques solares, como en investigación.

Si bien en la actualidad el aporte al sistema energético mediante esta tecnología no es elevado, el constante desarrollo de las tecnologías permiten reducir los costos permitiendo incrementar su accesibilidad y por lo tanto el campo de aplicación.

Las principales metodologías de concentración solar son:

- **Captadores Solares:** Estos captadores tienen como principio fundamental el aprovechamiento de energía mediante el efecto de “Cuerpo Negro” y “Efecto Invernadero”. Una de las principales aplicaciones es calefacción de agua en residencias [12].
- **Tecnologías de Media y Alta temperatura:** Son dispositivos de concentración de mayor superficie que de acuerdo a la necesidad permiten trabajar con temperaturas desde 80°C hasta superar los 2000°C . Estos equipos están siendo instalados y operando en grandes parques solares en todo el mundo como el caso de La Plataforma Solar de Almería (PSA) pertenecientes al Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CEIMAT), que representa el mayor centro de

investigación, desarrollo y ensayos de Europa dedicado a las tecnologías solares de concentración [12].

Una metodología que está en crecimiento es el transporte de energía por fibra óptica, ya que las mismas permiten un transporte seguro y le otorgan una gran versatilidad al campo de aplicación.

De este modo, realizando un estudio integrador surge la posibilidad de reunir estas alternativas energéticas permitiendo aplicarlas al proceso de esterilización de aire, con la acción combinada del efecto de la radiación UV y el incremento de temperatura, logrando así el diseño de un dispositivo versátil, eficiente y ecológico, combinando las principales ventajas de las diversas tecnologías.

2. ETAPA EXPERIMENTAL

Este trabajo se orienta a obtener el diseño de un dispositivo de esterilización de aire mediante la utilización de energía solar. Dicho diseño incluirá el estudio de los materiales de construcción de las distintas partes del equipo, y la correspondiente recopilación de datos provenientes de la experimentación. El objetivo del diseño será obtener la mejor relación entre la eficiencia de esterilización y el rendimiento de la energía solar utilizada.

Es importante destacar que este tipo de aplicación es muy reciente. En nuestro país si bien existen diversas instituciones trabajando con energía solar, su aplicación no está relacionada con la esterilización.

El equipo diseñado, estará conformado por tres unidades principales: la concentración de energía solar, el transporte de energía y la esterilización propiamente dicha (Figura 2).

La concentración solar se puede realizar de forma directa, como por ejemplo utilizando lentes de Fresnel convergentes que concentran los rayos en un foco posterior a la misma, o indirecta, mediante el uso de un espejo parabólico que concentra los rayos en un foco anterior al mismo. Para este caso se decidió optar por la captación directa, utilizando lentes concentradores, ya que de este modo se puede lograr una concentración más precisa y las lentes necesarias tienen un costo inferior al de un espejo con la misma calidad de concentración.

El diseño del dispositivo de concentración incluirá entonces un arreglo matricial de lentes enfocadas a las puntas de las fibras ópticas encargadas de transportar la energía. El dispositivo estará formado por dos placas, una con 20 lentes convergentes y la otra con las fibras correspondientes, las placas estarán ensambladas solidariamente para poder moverse en conjunto y así recibir la radiación solar.

Se seleccionaron lentes del tipo plano – convexa, por comodidad de limpieza, de Polimetil Metacrilato (PMMA) que posee un índice de refracción de 1,5 y una gran calidad óptica, permitiendo el paso de toda la energía filtrando en forma homogénea (dentro de nuestras necesidades) todas las longitudes de onda de interés (IR a UV). En ese sentido se descartaron las lentes de vidrio porque atenúan la radiación UV.

Las lentes tendrán un diámetro de 4 cm, con una potencia de 2,75 dioptrías. La selección de estos parámetros obedece a consideraciones empíricas, compromisos de disponibilidad y características de la FO.

La estructura completa se montará sobre ejes permitiendo su movimiento en bloque y contará con un sistema de posicionamiento solar pretabulado que permitirá realizar un seguimiento de la dirección del sol incrementando la eficiencia del equipo.

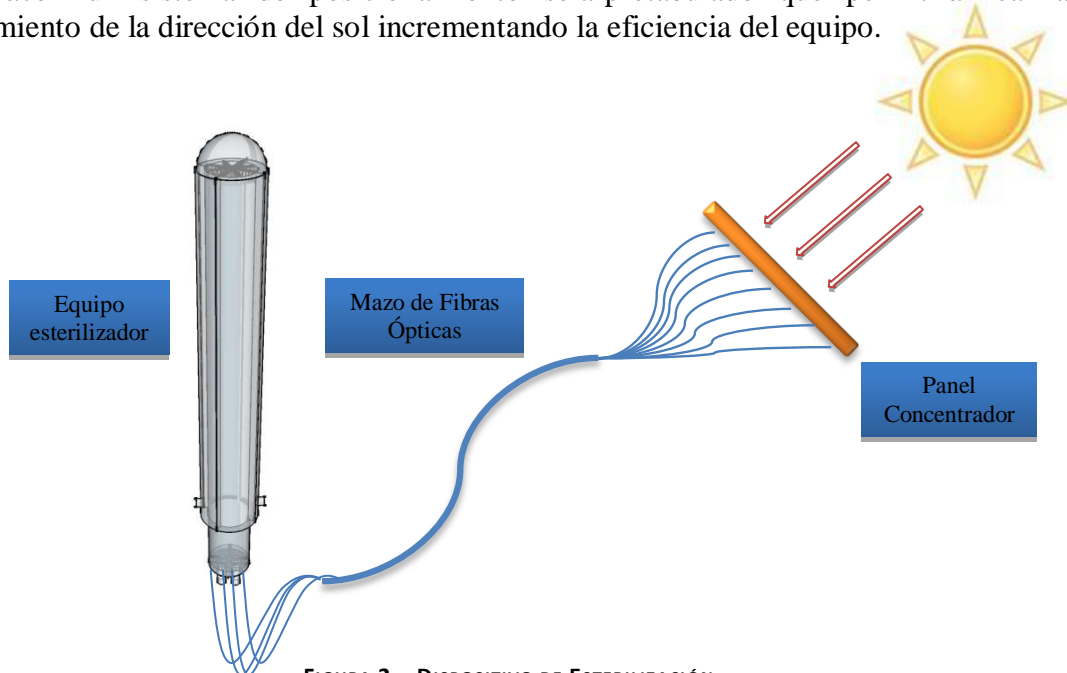


FIGURA 2 – DISPOSITIVO DE ESTERILIZACIÓN

El transporte de la energía concentrada se realizará a través de un mazo de fibras ópticas, como ya se observó. 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 adecuado, ya que sus propiedades ópticas permitieron obtener una eficiencia en la transferencia de energía de hasta el 60%, con una atenuación máxima de 0.2 dB/m en todo el espectro de longitudes de onda que posee la luz solar. 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 demontar el dispositivo de esterilización en el interior de un laboratorio.

Debido a que no se producen fibras ópticas en nuestro país y siendo necesario conocer sobre las características de fabricación y utilización de las mismas se seleccionaron fibras marca ESKA, modelo CK-120 con las siguientes características:

Como ya mencionamos se utilizarán dos propiedades de la radiación solar para esterilizar el aire, una es la radiación UV y la otra es la posibilidad de llegar a temperaturas elevadas aprovechando el resto del espectro. Por estos motivos el diseño del dispositivo esterilizador estará orientado a aprovechar al máximo estas dos propiedades. De esta forma una parte del dispositivo deberá aumentar la temperatura del aire y otra parte del mismo irradiará el aire con luz solar concentrada aprovechando el contenido UV de la misma. Se optó por seguir un modelo de intercambiador de calor para aumentar el aprovechamiento de energía, considerando la transferencia de calor por radiación y convección, utilizando los modelos de cálculo de Kern [16]. El diseño del dispositivo de esterilización elegido se basa en un intercambiador de aire vertical de doble tubo, con superficie extendida, operando en contracorriente (Figura 3).

Marca/Modelo	<i>Eska™ 3.0 mm High-Performance Plastic Optical Fiber, modelo CK-120</i>		
Fabricante	<i>Mitsubishi Rayon Co. LTD.</i>		
Estructura	<i>Diámetro nominal</i>	<i>3 mm</i>	
	<i>Núcleo (Diámetro/material)</i>	<i>2765-3125 μm</i>	<i>polimetilmetacrilato</i>
	<i>Recubrimiento (Diámetro/material)</i>	<i>2820-3180 μm</i>	<i>Polimero fluorado</i>
	<i>Peso aproximado</i>	<i>8,6 gr/m</i>	
Temperaturas de operación	<i>en ambiente seco</i>	<i>de -55 a 70 C</i>	
	<i>con humedad del 95 % HR</i>	<i>max a 60 C</i>	
Propiedades ópticas	<i>Índice de refracción</i>	<i>1,49</i>	
	<i>Número de apertura</i>	<i>0,5</i>	
	<i>Perdidas por transmisión</i>	<i><0,2 db/m (luz de 650 nm, 25 C y 50 % HR)</i>	
	<i>Radio mínimo de curvatura (perdida < 0,5 db/m)</i>	<i>40 mm</i>	
Características mecánicas	<i>Resistencia a la tracción (fuerza de tensión 5 % y pérdida < 1 dB/m)</i>	<i>504 N</i>	

TABLA 1 – CARACTERÍSTICAS DE LA FIBRA ÓPTICA

El mismo posee dos zonas características. La Zona Fría comprende la sección inferior del equipo, y es por donde ingresa el aire a temperatura ambiente para esterilizar, mediante cuatro conductos ubicados en sectores opuestos en la base del cilindro. La temperatura de ingreso de aire se toma como promedio a 20°C, y el mismo pasa a través de un filtro, el cual tiene la función de eliminar las partículas superiores a 2 μ m de diámetro, disminuyendo el ensuciamiento de las superficies. En la superficie inferior del equipo se encuentran ubicados los extremos radiantes de las fibras ópticas, las cuales proveerán la energía necesaria para el proceso de esterilización, junto con la entrada de aire frío a esterilizar debido a que de esta manera se evita exponer las fibras a altas temperaturas. De este modo, el aire que ingresa al equipo circula de manera ascendente por la región central del mismo. En este trayecto, el aire es irradiado de forma directa por todo el espectro de radiación proveniente de la fibra, incluyendo el UV, e intercambia calor con la pared del tubo por lo que aumenta su temperatura, dando comienzo al proceso de esterilización. La parte superior del equipo conforma la Zona Caliente, en donde se encuentra una superficie receptora de la radiación que actuará como cuerpo negro, denominado *Bloque de Alta Temperatura*, el mismo será un bloque de aluminio macizo de 12 mm de espesor con 50 conductos de 2 mm de diámetro por donde circulará el aire para alcanzar los 200°C. Esta temperatura permite eliminar el total de las bacterias, microorganismos y virus que pudieran estar presentes en el aire. Una vez que el aire egresa del sector de alta temperatura vuelve en sentido contrario por el sector anular entre los dos tubos, de esta forma se produce el intercambio de calor con el aire del tubo central. Esta transferencia de calor se ve optimizada gracias a las aletas del tubo interior, las cuales incrementan la superficie de intercambio. El aire así sale del equipo estéril a una temperatura final de 60°C para su posterior aplicación. Todo el equipo se aislará térmicamente para lograr las temperaturas deseadas.

Finalmente se logró el diseño definitivo del dispositivo que permite, mediante la utilización de una línea de energía solar concentrada en laboratorio, esterilizar aire para una aplicación determinada de acuerdo a los caudales definidos. A continuación se presenta el diseño del dispositivo esterilizador y las principales características del mismo:

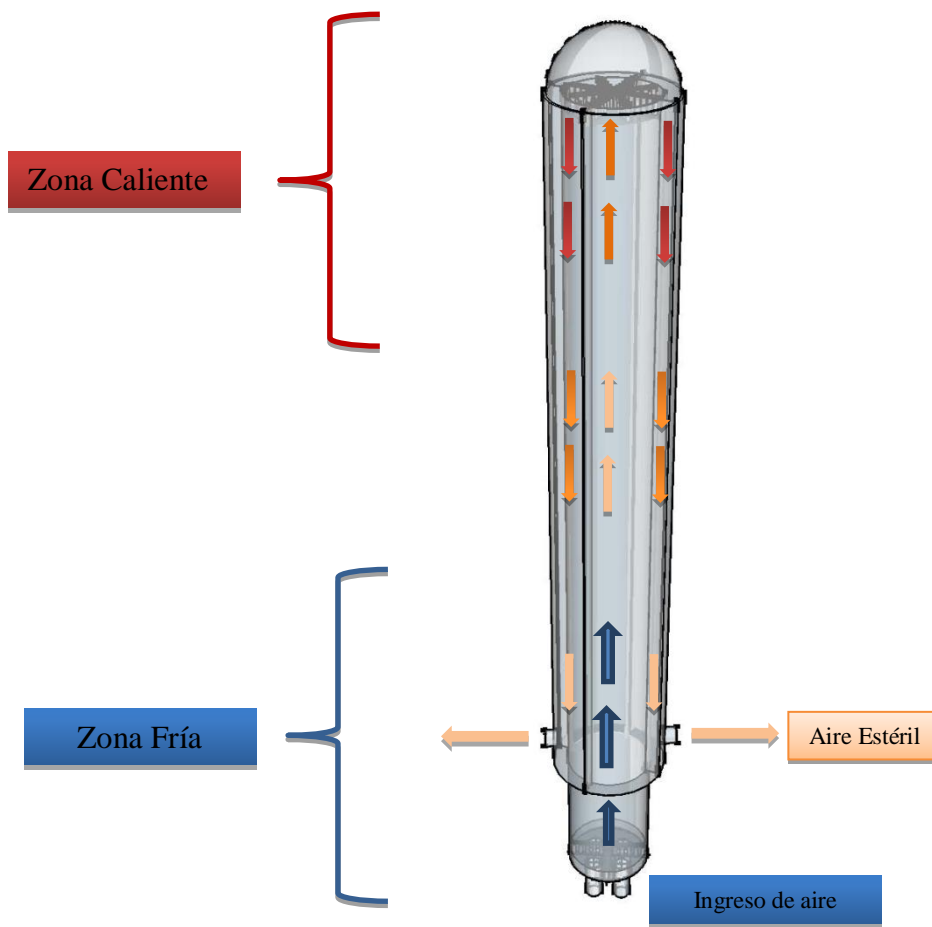


FIGURA 2 –DISPOSITIVO DE ESTERILIZACIÓN

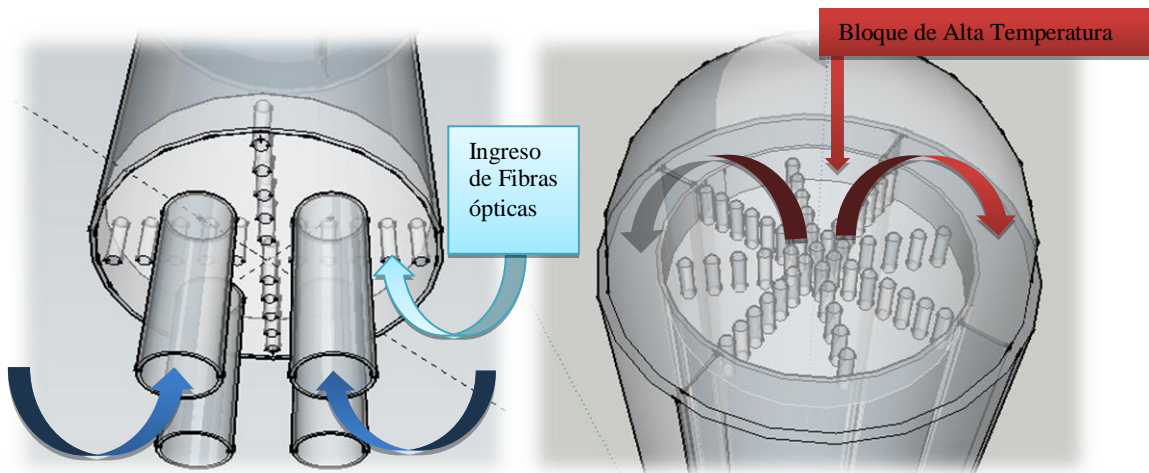


FIGURA 3 – SECCIÓN INFERIOR

FIGURA 4 – SECCIÓN SUPERIOR

<i>Dispositivo Esterilizador</i>				
	<i>Caudal de aire</i>		<i>10,55 L/min</i>	
Diseño térmico	<i>Temperatura de entrada</i>		<i>20 C</i>	
	<i>Temperatura de bloque caliente</i>		<i>200 C</i>	
	<i>Temperatura de salida</i>		<i>60 C</i>	
Diseño estructural	Sección interior	<i>Bloque de alta temperatura</i>	<i>Diámetro</i>	<i>50 mm</i>
			<i>Largo del bloque</i>	<i>12,2 mm</i>
			<i>Cantidad de conductos</i>	<i>50</i>
			<i>Diámetro de conductos</i>	<i>2 mm</i>
		Sección central	<i>Diámetro</i>	<i>50 mm</i>
			<i>Espesor de pared</i>	<i>1,2 mm</i>
			<i>Largo del tubo central</i>	<i>838 mm</i>
		Soporte de fibras	<i>Diámetro</i>	<i>50 mm</i>
			<i>Cantidad de fibras</i>	<i>20</i>
	<i>Espesor del soporte</i>		<i>20 mm</i>	
	Sección anular	Superficie extendida	<i>Cantidad de aletas</i>	<i>40</i>
			<i>Ancho de Aletas</i>	<i>15 mm</i>
			<i>Espesor de aletas</i>	<i>1 mm</i>
		Tubo exterior	<i>Largo</i>	<i>838 mm</i>
			<i>Diámetro</i>	<i>80 mm</i>
<i>Espesor de pared</i>			<i>2 mm</i>	

TABLA 2 – CARACTERÍSTICAS DEL ESTERILIZADOR

4. DISCUSIÓN

Mediante un proceso intensivo de investigación se combinaron las principales ventajas de las tecnologías de esterilización de aire, mediante la utilización de energía solar. De este modo, se logró un diseño innovador que teóricamente cumple con los requisitos fundamentales para una correcta esterilización, y a su vez abre un panorama de oportunidades tecnológicas debido a la versatilidad de dicho diseño.

Por otro lado, resulta fundamental destacar la importancia de fomentar el desarrollo de tecnologías sustentables, el cual permite no sólo remplazar la energía de origen no renovable por energía solar, sino que otorga una independencia energética, ya que este dispositivo puede montarse en cualquier ubicación, sin depender de el costo y las dificultades que presenta la construcción de gasoductos, líneas de alta tensión o grandes transformadores. A su vez, si bien el costo de instalación no es bajo, la eficiencia de las tecnologías que utilizan energías renovables están en constante crecimiento, y la vida útil y mantenimiento de este dispositivo hacen que su aplicación sea cada vez más conveniente. Así se logra el cálculo de un diseño de compromiso entre las variables de geometría y funcionamiento.

5. REFERENCIAS

- [1] MICROBIOLOGÍA SEGUNDA EDICIÓN, Roger Y. Stainer, John L. Ingraham, Mark L. Wheelis, Page R. Painter. – Editorial Reverté S.A., [1992]
- [2] Manual de Bioindicadores y otras técnicas de control en la esterilidad por calor seco y húmedo., Luis Alfredo Mora Guevara, Ruth Paz Gonzales., Universidad Autónoma de México.
- [3] Effect of the Prefilters on the Performance of HEPA Filters., Wayne T. Davis, Gi-Dong Kim., University of Tennessee USA., [1999].
- [4] Room Air Sterilizer., Lawrence E. Wetzel, Cazenovia, N.Y. Patent N° 5,225,167 – [1993]
- [5] Bio – Air Sterilization System., William Michael Fields., Highlands Ranch, CO (US), Pub N°.:US 2005/0186108 A1, [2005]
- [6] Air Flow Sterilizer., Jean-Luc Marois., Quebec, patent N° 5.441.710., [1995]
- [7] Air Sterilization System., Carlos J. D. Matías., Patent N°: US 7.332.140 B2., [2008]
- [8] Protocolo de Kyoto de la convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático – Naciones Unidas – [1998]
- [9] www.minetur.gob.es/energia/desarrollo/EnergiaRenovable/Paginas/Renovables.aspx
- [10] <http://www.seia.org/>
- [11] La Energía en España 2011., Gobierno de España., Ministerio de Industria, Minería y Turismo
- [12] Energía Solar Térmica., José Manuel López Cózar., Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDEA)., Madrid [2006].
- [13] Review and Modeling the Systems of Transmission Concentrated Solar Energy via Optical Fibres., C. Kandilli y K. Uglen., Renewable and Sustainable Energy Reviews 13., [2009].
- [14] Solar UV transmissive Device for Sterilizing and/or Heating Air., Christian Vachon., Pub N°:0186308 A [2012].
- [15] ÓPTICA., Eugene HECHT., Tercera Edición ., ADDISSON WESLEY IBEROAMERICANA., Madrid, [2000]
- [16] Procesos de Transferencia de Calor., Donald Kern. Primera Edición [1965].

MANIFESTACIONES BIOLÓGICAS DETECTADAS EN ALGUNOS ORGANISMOS EXPUESTOS A TELÉFONOS CELULARES

Luján¹, Juan Carlos; Neme¹, Nadim y Castillo², Mirta

1: CEDIA y Departamento de Ciencias Básicas Área Química, Facultad Regional Tucumán,
Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán,
web: www.frt.utn.edu.ar
Email: jclujan53@yahoo.com.ar, nemenadim@hotmail.com.

2: Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia –
Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán

Resumen. *Se estudió la influencia de las radiaciones electromagnéticas emitidas por teléfonos celulares, campos magnéticos fijos y variables, campos eléctricos alternos de media y alta tensión, sobre bacterias, levaduras, semillas de distintos vegetales, tejido vacuno, tejido graso humano y lóbulos auriculares de 25 personas voluntarias sanas. En los vegetales se investigó la germinabilidad de los embriones, la cinética de crecimiento radicular, el desarrollo de los tallos, la apariencia macroscópica de los plantines y los frutos de la planta adulta poniéndose atención a malformaciones y mutaciones; en tanto que para bacterias y levaduras solo se experimentó con cinéticas metabólicas utilizándose azúcares. En los seres humanos se investigaron efectos térmicos con llamadas de larga duración utilizando celulares y se realizaron estudios citológicos de sangre por punción de los pabellones auriculares mediante hemogramas, fórmulas leucocitarias, recuentos de plaquetas y factores de coagulación. Además las personas que reportaron historias clínicas sin patología, fueron sometidas a pruebas de fragilidad capilar por el método del brazalete, contándose petequias y comparando contra un grupo con antecedentes de alteración en los factores de coagulación. También se investigó la permeabilidad de diversos materiales biológicos y no biológicos al ser atravesados por estas ondas para establecer el grado de atenuación que se produce. Aunque la investigación biológica se encuentra transitando los estadios iniciales, ya se encontraron algunos efectos apreciables, y otros tal vez se manifestarán a largo plazo, ya que los procesos en los seres vivos requieren de tiempos prolongados y varias generaciones de ensayos. Se realizaron pruebas paralelas con microondas para cocinar alimentos, radiaciones ionizantes en el rango ultravioleta y rayos X, sobre embriones de semillas para obtener efectos biológicos adversos evidentes. Este trabajo está pautado para 5 años de investigaciones, y recién se está transitando el segundo año de experiencias con organismos vivos.*

Palabras Claves: Celulares, Radiación Electromagnética, Microondas, Efectos Biológicos, Efectos Térmicos, Germinación, 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. 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 gliomas en las personas que usan en forma exagerada estos dispositivos. 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). 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 y demás. Esto lleva a la ciencia a realizar estudios a largo plazo, para saber adquirir más conocimientos sobre esta situación y lograr controlar así esta peligrosa relación entre las emisiones electromagnéticas y ciertas enfermedades. 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 los tradicionales mensajes de texto, siendo en estos últimos mucho menores y más breves los niveles de exposición.

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 bacterias y levaduras en plena fase de multiplicación, como así también el efecto sobre la germinación de semillas de algunas plantas, el crecimiento en sus estadios iniciales y la fertilidad de las siguientes generaciones.

También se estudió la permeabilidad de cráneos de animales a la radiación de los celulares, con sondas de sensibilidad apropiada.

El presente trabajo incursiona en experiencias biológicas con microorganismos, semillas, plantas y sangre humana, siendo el próximo paso exponer a radiaciones huevos de gallina durante el período de incubación y el posterior estudio veterinario de los pollos nacidos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los siguientes equipos y elementos:

- Medidor de (CEM) Campo Electromagnético NARDA EMR 300
- Sensor Safety Test Type 18 RS 1115 Germany, E. Field, rango de frecuencias 100 KHz a 3 GHz.
- Sensor de Antena a Cuadros con 3 Espiras de 35,3 cm de longitud y 8,83 cm de lado, que alimenta a un puente de 4 diodos de germanio de baja impedancia acoplados a un tester digital.
- Galvanómetro de cuadro móvil de 25 micro amperes a plena escala
- Celular Microtac Lite SNN5066A “Motorota” analógico , potencia 36 mW, frecuencia de emisión constante 848,97 MHz con antena unifilar telescópica de 8 cm.
- Celulares Microtac analógicos de emisión constante 848,97 MHz, 240 Mw
- Celulares digitales : Motorota digital C700 y Space XT 300, Nokia YGC9615
- Teléfono Inalámbrico Panasonic
- Modem Wi Fi Huawei y Modem Wi Fi Arnet
- Láminas de aluminio 99,98% de pureza de 10 micrones de espesor
- Termocupla con sonda de 40 cm acoplada a tester digital
- Termómetro de mercurio-vidrio rango 0 °C a 60 °C +/- 1 °C
- Termómetro de alcohol-vidrio rango 0 °C a 60 °C +/- 1 °C
- Equipo de Microondas Philco
- Equipo de Microondas White Westinghouse HV 1624, P = 700 W y frecuencia 2.400 MHz
- Televisores JVC, Philips, Philco con pantalla de rayos catódicos
- Cámara de Irradiación de Polipropileno con luz ultravioleta con lámpara germicida Derun I. Enterprise Mod. T5-G5 de 6 W, longitud de onda 254 NM (radiación ultravioleta actínica)
- Afeitadoras Philipshave HP 1606, y otros.

3. PRUEBAS DE ATENUACIÓN DEL CAMPO CEM CON ALGUNOS MATERIALES Y EL USO DE LÁMINA DE ALUMINIO COMO PANTALLA PARA EL CUERPO HUMANO

A continuación se estudia la atenuación de la intensidad del campo electromagnético al atravesar vidrio, papel, lámina de aluminio y un cráneo porcino recién faenado. El ensayo se realiza con un celular Microtac Motorota con antena mono filar desplegada en modo de emisión continua y se colocan los materiales de atenuación envolviendo la antena y parte de la zona de audífono, mostrándose los resultados en la siguiente tabla.

Ensayo	Campo Eléctrico E (V/m)	Campo Eléctrico Trans Material (V/m)	Atenuación
Celular emitiendo a 0 cm del sensor	75 sin obstáculo	60 (cartón de 1 mm)	20 %
Celular emitiendo a 0 cm del sensor	75 sin obstáculo	50 (vidrio 1 mm)	33 %
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	0 (lámina de Al de 20 um de espesor)	100 %
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	8,29(cráneo porcino sobre hueso frontal)	69,3% permeado 30,7%
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	15(cráneo porcino conducto auditivo)	43,0% permeado 57,0 %

Tabla 1. Se mide la atenuación del CEM con diferentes materiales y un cráneo porcino por vía frontal y a través del conducto auditivo.(*) Celular analógico Microtac

Como podrá observarse, las radiofrecuencias emitidas por el celular dada su larga longitud de onda, demuestran poca capacidad de penetración sobre los materiales ensayados, encontrándose atenuaciones de un 20 % para una lámina de cartón de 1 mm de espesor, llegando a valores de 69,3 % para el cráneo porcino por vía frontal y siendo de un 100% (atenuación total) a través de una lámina de aluminio de 10 micrones.

4. INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN DE LOS CELULARES EN LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE MAÍZ, GIRASOL Y SOJA.



Figura 1. Muestra de semillas que germinaron sin exponerse al campo electromagnético del celular. Obsérvese el vigor y buen desarrollo de raíces y talluelos.

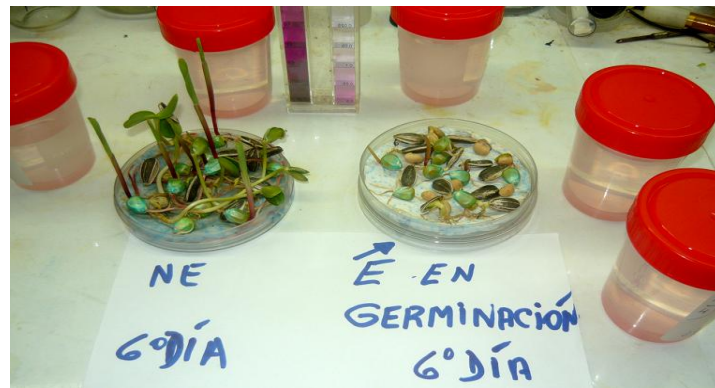


Figura 2. Comparación de dos germinadores, uno expuesto E y otro no expuesto NE, al cabo de 6 días de incubación.

Referencias

- **NE:** corresponde a semillas que germinaron no expuestas a la radiación del celular.
- **E:** corresponde a semillas expuestas durante 6 días o 144 horas en forma continua a la radiación del celular.

Nótese el desarrollo y el vigor biológico que presentan los plantines de semillas no expuestas, con respecto a las expuestas. Mientras las semillas no expuestas germinaron en un promedio del 99% y brotaron con radículas extensas y talluelos erguidos en 144 horas, las semillas expuestas solo alcanzaron a germinar en un promedio del 50%, en tanto que brotaron con radículas defectuosas y atróficas; por otra parte no emitieron brotes de talluelos, lo cual indica que la radiación provocó un efecto adverso en el proceso de multiplicación celular del embrión durante la germinación.



Figura 3. Muestra de semillas que germinaron expuestas al campo electromagnético continuo de dos celulares próximos, obsérvese el escaso crecimiento y desarrollo de raíces y talluelos.

Como puede apreciarse en la figura anterior le germinación de las tres variedades vegetales de semillas, fue parcial y aquellas que germinaron mostraron una marcada atrofia en el desarrollo de radículas y talluelos, lo cual indica en forma clara un efecto biológico adverso provocado por el campo del teléfono celular. Claro está que se trata de una sobre exposición, ya que las semillas estuvieron 120 horas o 5 días irradiadas constantemente, mientras el embrión intentaba desarrollarse a través de miles de mitosis para dar lugar a la formación de la planta.



Figura 4. Similar a la figura 3, comparando semillas no expuestas y expuestas para maíz, soja y girasol (+ indica las germinadas y – las que no germinaron)

Los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Variedad	Nº Total de Semillas	Semillas germinadas sin exponer	% germinadas sin exponer al CEM	Semillas germinadas Expuestas	% germinadas expuestas al CEM
Maíz	200	198	99 %	110 (*)	55 %
Soja	200	200	100 %	80 (*)	40 %
Girasol	200	197	98,5 %	95 (*)	47,5 %

Tabla 2 Porcentajes de germinaciones de semillas no expuestas y expuestas a la emisión continua del celular durante 5 días en medio húmedo con nutrientes (fósforo, nitrógeno y potasio). Referencia (*) / Germinaron con importante atrofia radicular y tallos minúsculos.

Los resultados de la Tabla 2 se muestran también en el siguiente gráfico de barras:

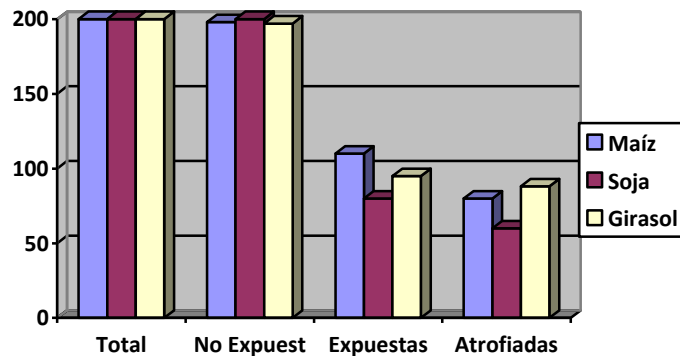


Figura 5. Muestra la cantidad de semillas de cada variedad que germinaron sobre un total de 200, el segundo grupo de barras corresponde a las semillas no expuestas, mientras que el tercero y cuarto corresponden a las expuestas.

5. EXPOSICIÓN EN SECO DE SEMILLAS A RADIACIONES ULTRAVIOLETA, HORNO DE MICROONDAS Y CELULARES

Se procede a exponer lotes de semillas de maíz a radiaciones procedentes de distintas fuentes, celulares en emisión continua por 120 horas, horno de microondas durante 5 minutos y lámpara ultravioleta de 6 watos $\lambda = 254 \text{ nm}$ durante 30 minutos. Luego de la irradiación en seco se someten a germinación obteniéndose los resultados que expone la siguiente tabla:

Semillas de Maíz, tipo de exposición a la radiación	% de Germinación	Muerte de Embriones, o Embriones no viables post radiación	Altura de Plantas en cm (*)
Normales	99 %	1 %	110 -- --
Ultravioleta 254 nm	99 %	1 %	140 $\Delta = + 27 \%$
Horno Microondas, 5 m	43 %	57 %	150 $\Delta = + 36 \%$
Celular, 5 días	99 %	1 %	170 $\Delta = + 54\%$

Tabla 3. Muestra que solo el horno de microondas mata los embriones y los tres tipos de radiación incrementan la altura de las plantas adultas obtenidas a partir de semillas irradiadas. (*) Se refiere a plantas adultas procedentes de embriones que sobrevivieron el período de irradiación.

En la tabla 3 pueden observarse los siguientes efectos biológicos paradójales:

- Alta mortalidad de embriones en el horno de microondas, con mayor desarrollo en las plantas de embriones supervivientes con respecto al grupo testigo o normal de semillas no expuestas.

- Alta supervivencia de embriones de semillas expuestas a la radiación UV (254 nm, 60 mW) acompañada de mayor desarrollo de las plantas, al igual que sucedió con las microondas.
- Alta supervivencia de embriones expuestos a celulares, con mayor desarrollo en las plantas respecto al grupo testigo o normal.

Esto puede observarse en la siguiente figura.



Figura 6. Comparación de alturas de plantas obtenidas a partir de semillas no expuestas y semillas expuestas a radiación UV actínica, horno de microondas y celulares.

6. INFLUENCIA DE LOS CELULARES EN LA FRAGILIDAD CAPILAR DE LOS SERES HUMANOS

Se irradiaron 25 personas usando celulares en contacto directo con la piel del bíceps durante un promedio de 35 minutos tal como muestra la siguiente figura:



Figura 7. Exposición de un brazo humano en contacto directo con un celular en modo de llamada para estudiar la fragilidad capilar de la piel sobre el bíceps.

A continuación se coloca un brazalete de tensiómetro y se insufla aire hasta lograr una presión 5 mm por encima de la diastólica durante 5 minutos ; seguidamente se retira el brazalete y se examina meticulosamente el área de piel expuesta en busca de enrojecimiento, eritema, aparición de petequias, dermatitis atópica u otras manifestaciones.



Figura 8. Muestra un brazo sin reacciones en la piel luego de 40 minutos de irradiación.



Figura 9. Muestra la aparición de petequias eritematosas en un paciente con alteración de los factores de coagulación que fue expuesto 40 minutos a un celular pegado al brazo en modo de llamada continua.



Figura 10. Muestra imagen eritematosa en un paciente que padece de cuadros de alergia de piel y fue expuesto durante 40 minutos a un celular pegado al brazo en modo de llamada continua.

7. INDUCCIÓN DE POTENCIALES ELECTROQUÍMICOS EN TEJIDOS

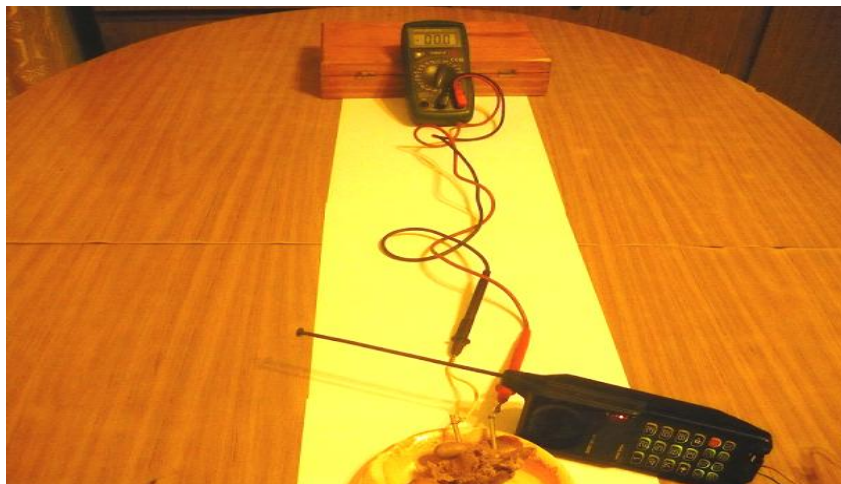


Figura 11. Muestra un par de electrodos de acero inoxidable en vísceras de pollo recién faenado expuestas al campo de un celular emitiendo para detectar potenciales inducidos

Se realizaron experiencias insertando electrodos de acero inoxidable (aleación con cromo-níquel AISI 316) en vísceras de pollo, en carne vacuna y en grasa porcina, como así también en algunos tejidos humanos, para estudiar si se producen potenciales electroquímicos cuando se los expone a un celular emitiendo a muy corta distancia de los mismos; los electrodos envían la señal a través de un cable trenzado hacia un micro voltímetro digital.

En ninguno de los casos se registraron potenciales inducidos superiores a 1 micro voltio. Si se detectaron potenciales en personas al aire libre paradas sobre una lámina de aluminio aislada del suelo por un dieléctrico, donde lograron medirse muestran 282 micro voltios respecto de la tierra tal como lo muestra la siguiente Figura 12.



Figura 12. Persona descalza sobre lámina de aluminio aislada en contacto con un micro voltímetro unido a una jabalina puesta a tierra.

Estas experiencias se realizaron a 400 metros de una antena de telefonía celular y no quedó claro si el potencial registrado se debe a la influencia de la antena o al campo eléctrico natural que existe entre la atmósfera y la tierra.

7. EFECTOS TÉRMICOS EN LOS SERES HUMANOS

7.1 TEMPERATURA SUBLINGUAL DURANTE LAS LLAMADAS

En trabajos anteriores del autor, se mostró que los tejidos biológicos insertados en la antena durante llamadas largas de mas de 40 minutos, in Vitro, solo alcanzaron a incrementar 2°C la temperatura de la carne y 1°C la temperatura del tejido graso.

No obstante, si se adhiere la carne a la rejilla del audífono impidiendo la salida del aire caliente del interior del celular, al impedir la disipación del calor, el tejido elevará su temperatura en 8°C , mientras que en el interior del celular la temperatura puede llegar a valores comprendidos entre 41°C y 44°C .

Debe considerarse que el pabellón auditivo humano posee capacidad de disipación a través de la circulación sanguínea y la evapotranspiración, en cambio la carne y la grasa a no estar integradas in vivo al sistema circulatorio, no poseen la posibilidad de evacuar el calor por dicha vía.

Con estos ensayos experimentales se demuestra que los celulares no pueden ejercer efectos térmicos significativos dentro del cuero cabelludo y menos aun en el interior del cráneo humano.

Se realizaron 25 ensayos con personas voluntarias de ambos sexos y diferentes edades, a las cuales se les midió con un termómetro clínico la temperatura bucal antes y después de una

llamada de 35 a 40 minutos, no encontrándose incrementos superiores a 0,1 ° C , es decir la apreciación de la escala del termómetro, lo cual era de esperar considerando los ensayos in-vitro realizados con carne vacuna y grasa humana.

Voluntarios total 22	Edad en Años	Temperatura Bucal Inicial	Temperatura Bucal Final	Incremento de Temperatura	Tiempo de Llamado
Nº1 Masc.	18	36,9	37,0	0,1 ° C	40 minutos
N ° 2 Fem.	27	36,6	36,6	0,0 ° C	35 minutos
N ° 3 Fem.	56	36,8	36,9	0,1 ° C	40 minutos
N ° 4 Fem.	74	36,5	36,5	0,0 ° C	40 minutos
N ° 5 Masc.	54	36,6	36,6	0,0 ° C	40 minutos
N ° 6 Masc.	47	36,7	36,7	0,0 ° C	38 minutos
N ° 7 Fem.	88	36,3	36,3	0,0 ° C	35 minutos
N ° 8 Fem...	35	36,8	36,9	0,1 ° C	39 minutos

Tabla 3. Muestra incrementos de temperatura bucal - sublingual iguales o menores a 0,1 ° C en voluntarios de diferentes sexos y edades con llamadas de 35 a 40 minutos.

8. EFECTOS SOBRE LA SANGRE DEL PABELLON AUTITIVO

Se someten 25 pacientes voluntarios que no poseen antecedentes de alteración de los factores de coagulación a llamadas con celular durante 40 minutos, punzándoles el lóbulo del pabellón auditivo antes y después de la llamada, para realizarles inmediatamente después un hemograma, obteniéndose las siguientes imágenes en el microscopio.

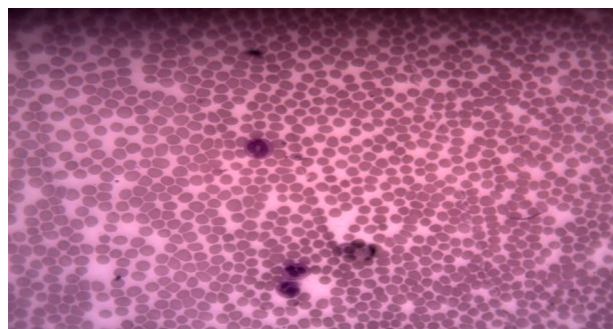


Figura 13. Hemograma tipo de un paciente sano antes de hablar por celular; no muestra apilamientos de eritrocitos ni agregación plaquetaria.

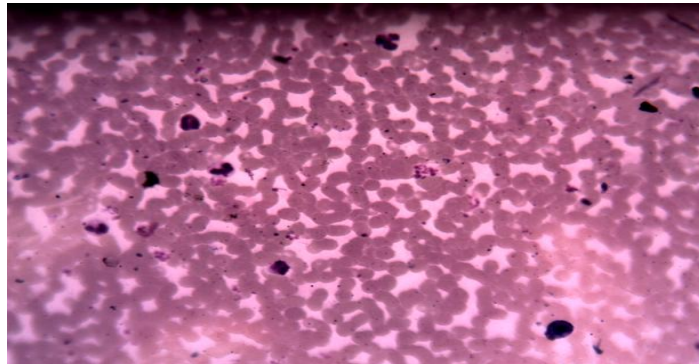


Figura 14. Hemograma tipo de un paciente sano luego de hablar por celular, mostrando apilamiento de eritrocitos y múltiples focos de agregación plaquetaria – “duración de llamada 40 minutos “.

Como podrá observarse claramente en las dos figuras anteriores, luego de la llamada por celular, se obtienen evidentes apilaciones de eritrocitos (glóbulos rojos) y se forman múltiples focos de agregación plaquetaria que son los componentes que participan en los fenómenos de coagulación y formación de trombos sanguíneos.

9. CONDUCTAS PREVENTIVAS

En el trabajo anterior del mismo autor “Contaminación Electromagnética causada por Artefactos Cotidianos usuales y Teléfonos Celulares” puede notarse la brusca caída del campo eléctrico cuando retiramos el sensor de campo electromagnético de la fuente radiante, lo cual resultaría compatible con la recomendación del uso del dispositivo manos libres que aconseja la OMS para alejar el celular del cráneo, de las glándulas salivales y tiroideas, que se encuentran cercanas al pabellón auricular humano.

No obstante el alejamiento del celular debería acompañarse de otra medida precautoria, cual es la colocación de una lámina de aluminio de 10 micrones de espesor dentro de la funda del celular, interpuesta entre el celular y el cuerpo de la persona que lo transporta.

La lámina de aluminio debe cortarse con una tijera común, según la geometría y medida interna de la funda, y el teclado del celular debería colocarse orientado hacia el cuerpo del portador, de modo que la antena quede hacia la parte posterior.

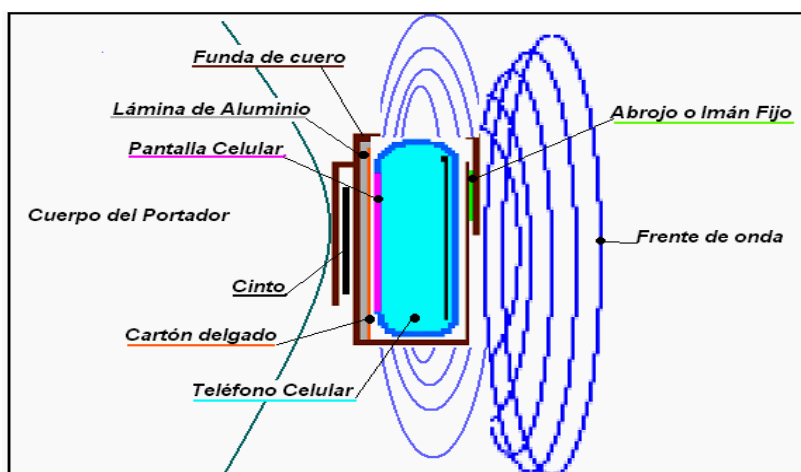


Figura 15. Lámina protectora de aluminio colocada en la funda del celular para reflejar la radiación en sentido opuesto a los órganos de la persona portadora.

10. DATOS CUANTITATIVOS INDICADORES DE LA INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN

Efecto Biológico Adverso	Efecto Biológico Adverso	Porcentaje
Total de Voluntarios	25 totales	100 %
Pruebas Negativas de Piel	22 negativos, sin efectos	88 % casos -
Alteraciones del Hemograma (trombos, aumento plaquetas)	17 positivo	68 % casos +
Producción de Petequias	2 positivo	8 % casos +
Producción de Eritemas	1 positivo	4 % casos +
Aumento de Temperatura sublingual por encima de 0,1°C	0 negativo	0 % ningún caso
Prurito en brazo u oreja	1 positivo	4 % casos +

Tabla 4. Efectos biológicos observados en 25 individuos que llamaron entre 30 y 40 minutos por celular, (22 pacientes sanos, 2 con alteraciones en factores de coagulación y uno alérgico)

Puede observarse una predominancia en alteraciones del hemograma incluyendo los pacientes sanos, con mayoría de pruebas negativas en piel a excepción de los pacientes predispuestos que contaban con antecedentes de alteración en el tiempo de protombina hepática y un paciente alérgico.

11. CONCLUSIONES

- La radiación emitida por los teléfonos no calienta los materiales orgánicos ni biológicos, aún en exposiciones prolongadas dado que no entran en resonancia con las frecuencias de los movimientos vibratorios mecánicos de las moléculas de agua y otras.
- Si puede comprobarse un calentamiento cuando se produce un contacto directo del celular con el pabellón auditivo, ya que se permite la transmisión del calor por conductividad térmica desde el oscilador hacia la zona del audífono y pantalla, creando una ausencia de ventilación y la obstrucción de la evapo-transpiración de la piel.
- Las radiaciones de los teléfonos celulares se encuentran muy alejadas del rango de frecuencias ionizantes, por lo que no habría de esperarse daños moleculares por exposición directa y prolongada aunque llamó la atención la atrofia de los embriones vegetales.
- Se observaron retardos durante el proceso de germinación de tres variedades de semillas y atrofia parcial o total de radículas y talluelos con aborto del crecimiento definitivo de la planta, cuando se expusieron cajas de germinación a la radiación directa de 2 celulares durante períodos de 120 horas.
- Paradojalmente, las semillas irradiadas en seco con ondas de celulares durante largos períodos (5 a 60 días) no se vieron dañados sus embriones y al germinar produjeron plantas más altas pero con atrofia en los frutos.
- El cráneo porcino ensayado resultó poco permeable a la radiación de los celulares, atenuando entre un 25% y un 70% según la ubicación del teléfono celular, ya sea por el conducto auditivo o por la vía frontal.
- Se encontró un marcado apilamiento de eritrocitos y formación de focos de agregación plaquetaria, en la sangre de la oreja de pacientes durante llamadas prolongadas (40 minutos).
- En voluntarios sanos y sin alteración de factores bioquímicos, no se observó fragilidad capilar en la piel durante llamadas prolongadas.
- Sin embargo, en voluntarios con alteraciones de la coagulación se desarrollaron cantidades discretas de petequias y eritemas.
- En los voluntarios con base alérgica inespecífica de piel, se observaron incrementos de la vascularización y marcado enrojecimiento en la zona de contacto con el celular.
- El uso de una lámina de aluminio entre el celular y el cuerpo del portador reduce más de un 90% la intensidad de la radiación a la que se expone.
- No se detectó la presencia de potenciales inducidos en tejidos de vísceras de animales irradiándolas con celulares in-vitro.
- El cuerpo humano es susceptible de comportarse como antena, estableciéndose diferencias de potencial cercanas a 300 mV en referencia a tierra, por causas todavía no investigadas en el presente trabajo.

- Hasta tanto haya evidencias biológicas contundentes sobre la nocividad de los celulares, puede aconsejarse como prevención, el uso de dispositivos de manos libres, comunicarse por mensajes de texto y colocar una lámina de aluminio interpuesta entre el celular y el cuerpo humano para reducir la exposición a las ondas electromagnéticas.

Nota: La bibliografía consultada para este artículo resulta controversial. El estado actual de conocimientos desconoce en detalle los mecanismos biológicos resultantes de la interacción entre las ondas de radio y los seres vivos. La contaminación electromagnética ha aumentado en varios órdenes de magnitud con el crecimiento de la telefonía inalámbrica. Los campos electromagnéticos están alterando nuestro mundo mediante vías que no comprendemos bien todavía.

REFERENCIAS

- [1] Baldauf, M.A., Herschlein, A., Sörgel, W. y Wiesbeck, W.(2002). Safety distances in mobile communications. 2nd International Workshop on Biological effects of EMFS. October, 2002. Rhodes,Greece.
- [2] Balmori, A. “Aves y telefonía móvil. Resultados preliminares de los efectos de las ondas electromagnéticas sobre la fauna urbana”, *The Ecologist*, vol 36, no.40-42 (2003).
- [3] Firstenberg, A. “Electromagnetic Fields (EMF). Killing Fields”. *The Ecologist*, vol. 34, no. 5. [Online] <http://www.mindfully.org/Technology/2004/Electromagnetic-Fields-EMF1jun04.htm> (2004).
- [4] Haumann, T., Münzenberg, U., Maes, W. y Sierck, P. (2002). HF Radiation levels of GSM cellular phone towers in residential areas. 2nd International Workshop on Biological effects of EMFS. October, 2002. Rhodes ,Greece.
- [5] International Workshop on Biological effects of EMFS. October, 2002. Rhodes, Greece. Hüttermann, A. 1987. On the question of a possible contribution to new types of forest damage by electromagnetic radiation. *Der Forst-u. Holzwirt*, 23. November, 1987.
- [6] Hyland, G.J. “Physics and biology of mobile telephony”, *The Lancet*, vol. 356, no. 1-8, (2000).
- [7] Kiernan, V. “Forest grows tall on radio waves”, *New Scientist*, vol.. 14: 5, (1995).
- [8] Santini, R., Santini, P., Le Ruz, P., Danze, J.M. y Seigne, M., “Exposure to Microwaves from GSM Mobile Phones”, *Environmental Health Perspectives*, vol 111, no 7, pp.881-893. (2003).
- [9] Volkrodt, W, “Electromagnetic pollution of the environment”, *Environment and health: a holistic approach* (1998).

ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO Y CONTAMINANTES ASOCIADOS EN EL AIRE AMBIENTE DE LA PLATA Y ALREDEDORES

Orte¹, Marcos; Colman Lerner^{1,4}, Jorge E.; Arrieta², Nora; Giuliani¹, Daniela; Matamoros³, Natalia; Sachetto², Víctor; Reyna Almandos², Jorge y Porta^{1,3}, Andrés.

1: CIMA, Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad Cs Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 y 115. 1900 – La Plata.

ortemarcos1@gmail.com, jecolman@hotmail.com, danielag_sm32@hotmail.com, aaporta@yahoo.com.ar; web: <http://cima.quimica.unlp.edu.ar/>

2: Facultad Regional La Plata Universidad Tecnológica Nacional. Calle 60 y 124. 1900 - La Plata.

noranarrieta@hotmail.com, vss@frlp.utn.edu.ar, jreyna@ciop.unlp.edu.ar; web: <http://www.frlp.utn.edu.ar>

3: LIS, Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 200. 1900 – La Plata.

natymatamoros@hotmail.com

4: CINDECA, Centro de Investigaciones en Ciencias Aplicadas, Facultad Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 257. 1900 - La Plata.

web: [http:// http://www.cindec.org.ar/](http://http://www.cindec.org.ar/)

Resumen. *El material particulado es un contaminante atmosférico que, en concentraciones que exceden determinados límites, puede representar un gran riesgo para la población expuesta. En el presente trabajo se muestran mediciones de una campaña llevada a cabo en la ciudad de La Plata y alrededores, zona expuesta a numerosas fuentes del contaminante estudiado. Se llevaron a cabo mediciones de material particulado de 2.5 y 10 µm de diámetro aerodinámico (MP_{2.5} y MP₁₀, respectivamente) en diferentes sitios, categorizados como industrial, urbano y residencial. El material extraído con un muestreador de aire de bajo flujo MiniVol TAS fue analizado mediante UFLC/UV/Fluorescencia. Con esta técnica, se buscó determinar la presencia y cuantificación de los 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) asociados al material particulado identificados como prioritarios por la USEPA, algunos de ellos clasificados como cancerígenos. También se estudió la presencia de diferentes metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe), mediante espectrofotometría de absorción atómica. De acuerdo a los resultados, se observa una diferencia en las concentraciones en los diferentes sitios, con mayores niveles en la zona industrial. Se pudieron detectar algunos de los HAPs prioritarios (tales como benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(k)fluoranteno, entre otros) mayormente en la zona industrial y los metales buscados.*

Palabras Clave: Material Particulado, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, Metales, La Plata.

1. INTRODUCCIÓN

Definitivamente, el aire limpio es un requisito básico para una buena salud y el bienestar humano. Sin embargo, su contaminación sigue representando una amenaza importante para la salud en todo el mundo. Según una evaluación de la Organización Mundial de la Salud (OMS) de la carga de enfermedad debida a la contaminación del aire asociada a material particulado en suspensión (MP), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (COVs), dióxido de azufre (SO₂), ozono y óxidos de nitrógeno (NO_x), son más de dos millones las muertes prematuras que se pueden atribuir cada año a los efectos de la contaminación del aire en espacios abiertos urbanos y en espacios cerrados (producida por la quema de combustibles sólidos). Más de la mitad de esta carga de enfermedad recae en las poblaciones de los países en desarrollo [1-4].

Las pruebas relativas al material particulado (MP) suspendido en el aire y sus efectos en la salud pública coinciden en poner de manifiesto efectos adversos para la salud con las exposiciones que experimentan actualmente las poblaciones urbanas, tanto en los países desarrollados como en desarrollo. El abanico de los efectos en la salud es amplio, advirtiéndose efectos adversos al desarrollo y la función pulmonar, además del incremento de la morbilidad respiratoria, expresada frecuentemente como diagnóstico de asma o enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), y un incremento de la mortalidad, principalmente en niños [4-12].

La peligrosidad de este contaminante se puede ver magnificada debido a la presencia de una gran variedad de compuestos asociados a la matriz de las partículas, tales como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y metales, altamente tóxicos y originados, principalmente, en diferentes actividades industriales o relacionados con emisiones vehiculares. Por su parte, los HAPs son contaminantes ambientales extendidos y muchos de ellos son conocidos como cancerígenos [13] y mutagénicos. Los HAPs reconocidos como cancerígenos se asocian sobre todo con material particulado [14]. Estos compuestos orgánicos son producidos por reacciones a elevada temperatura, tales como la combustión incompleta y la pirólisis de combustibles fósiles y otros materiales orgánicos. Se someten a la descomposición térmica y reaccionan con un número de productos químicos atmosféricos que producen derivados, que pueden ser más tóxicos que los compuestos originales, tales como los nitro-HAPs [15].

Motivados por todo esto, se decide abordar el estudio y conocimiento de este contaminante, en una región densamente poblada, con una gran influencia industrial y un elevado parque automotor. Por otra parte, también es de suma importancia analizar los niveles de diferentes metales asociados a las partículas, para sentar una base sobre el estado de estos elementos en la zona, ya que algunos representan una elevada toxicidad y su presencia puede dar indicios sobre el origen del material particulado involucrado.

En este contexto, se presentan resultados obtenidos durante el período 2010-2012 de material particulado de diámetro aerodinámico efectivo menor a 10 µm (MP₁₀) y menor a 2.5 µm (MP_{2.5}), correspondientes a zonas con diferente magnitud de las actividades que influyen en la emisión del contaminante, siendo estas categorizadas como industrial, urbano y residencial, en la región de La Plata, Capital de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Asimismo, se presentan también resultados del estudio de la presencia de contaminantes asociados al material particulado extraído, tales como los 16 HAPs identificados como prioritarios por la



Figura 1. Regiones de estudio: Industrial (I), Urbano (U) y Residencial (R)

USEPA (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) y diferentes metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe).

2. METODOLOGÍA

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. La ciudad y sus localidades adyacentes tienen a la fecha una población aproximada de 800 000 habitantes. A unos 10 km al noreste del casco urbano de la ciudad se encuentra un complejo industrial que posee la principal refinería de petróleo del país (total de petróleo crudo destilado: $30\,000\text{ m}^3\text{ día}^{-1}$, equivalente al 30 % de la refinación de petróleo en el país).

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.

Uno de los puntos de muestreo escogidos para este trabajo se ubicó cercano a esta gran zona industrial. Los otros puntos considerados en este estudio se eligieron con características urbanas, centrado en el casco urbano de la ciudad, y residenciales, de menor influencia industrial directa y del tráfico. El área urbana en el centro de la ciudad se caracteriza por el tráfico pesado, siendo el número de vehículos registrados de 350 000, lo que significa un aumento de alrededor del 75% en la última década [16,17]. El área residencial se encuentra a

8 km al noroeste del centro de la ciudad. En este sentido, los puntos de muestreo quedaron conformados por: Industrial (I), Urbano (U) y Residencial control (R) (Figura 1).

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 (impactadores) y luego a través de un medio filtrante, donde queda depositado el material particulado a analizar. La separación de partículas por tamaño de la corriente de aire se logra por impacto. Un aspecto crítico para la recolección y separación de las partículas es la programación de un caudal correcto a través del impactador. Para el MiniVol, la tasa real de flujo volumétrico debe ser de 5 L min^{-1} . Como medio filtrante se utilizaron filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) y de fibra de vidrio de 46.2 mm de diámetro y de $2 \mu\text{m}$ de diámetro de poro. El contenido de PM_{10} y $\text{MP}_{2.5}$ en cada muestra se determina por gravimetría [7, 18, 19].

2.3. HAPs asociados al MP

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 [20].

Para la extracción de los HAPs se utilizó 5 ml de acetonitrilo (J. Baker, calidad HPLC) y se sonicó en baño ultrasónico (TESTLAB TB10, Potencia = 400 W, frecuencia = 40kHz) durante 60 minutos. Luego los extractos se tamizaron por filtros de $0.22 \mu\text{m}$ de tamaño de poro. 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, $3.5 \mu\text{m}$), 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^{-1} . 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. Metales asociados al MP

El análisis de metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe) asociados al material particulado (MP_{10} y $\text{MP}_{2.5}$) se realizó mediante espectroscopia de absorción atómica (Varian AA-400), con llama aire-acetileno, aplicando el método NIOSH 7300 con modificaciones [21].

Previamente los filtros se digirieron para la extracción de los metales de la matriz utilizando HNO_3 concentrado y agua oxigenada al 30%, calentando en baño de arena a 150°C durante 8

horas. La solución resultante se filtró (filtros 0.45 μm) y se llevó a volumen de 50 mL con agua desionizada. Se procedió a determinar el factor de recuperación para cada analito agregando a filtros sin uso una cantidad conocida de los metales (por triplicado), para luego proceder a extraerlos de la misma forma que las muestras.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de las medianas de las concentraciones de material particulado medidas en los distintos sitios en la reciente campaña (N=45) se muestran en los gráficos de las figuras 2 (MP₁₀) y 3 (MP_{2.5}) conjuntamente con los valores correspondientes a mediciones registradas entre los años 1999 y 2002 por nuestro grupo de investigación [22]. En primer lugar, se puede observar, para las mediciones realizadas entre los años 2010 y 2012, una mayor concentración para la zona industrial tanto para la fracción de MP₁₀ como para la de MP_{2.5}, en comparación con las zonas urbana y residencial. Con respecto a su variación en el tiempo, se observa un aumento de la concentración del particulado en todos los sitios y para ambas fracciones, con respecto a las mediciones realizadas en el periodo 1999-2002.

El incremento de los niveles de material particulado en la zona residencial, particularmente de la fracción más fina (MP_{2.5}), puede asociarse a su incremento territorial y poblacional y de su calidad de vida, factores que se ven reflejados en un aumento en la cantidad de vehículos que transitan por la zona, lo cual representa una importante fuente de esta fracción de material particulado [23].

Por otro lado, el aumento en los niveles de material particulado de mayor diámetro (MP₁₀) en la región industrial, pudo deberse, entre otros factores, a que en dicha región, debido a la instalación de una central térmica durante el período de medición, se produjeron grandes movimientos de terreno, repercutiendo en el aumento de los niveles de estas partículas en el aire, evidenciándose en el mayor incremento de los niveles de concentración de partículas de mayor tamaño (MP₁₀) respecto a las de menor tamaño (MP_{2.5}).

Los niveles de MP₁₀ y MP_{2.5} observados en este trabajo no llegan a sobrepasar los límites establecidos por los estándares de calidad de aire ambiente (NAAQS, por sus siglas en inglés) de la USEPA para mediciones de 24 horas (150 y 35 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente) en ninguno de los casos medidos. No ocurre lo mismo con los niveles guía de calidad de aire establecidos por la OMS (50 y 25 $\mu\text{g m}^{-3}$, para MP₁₀ y MP_{2.5}, respectivamente), los cuales son sobrepasados, para ambas fracciones, en las mediciones realizadas en la zona industrial.

En la Tabla 1 se presentan los niveles de HAPs asociados al material particulado (MP₁₀ y MP_{2.5}) en los distintos sitios comparativos, detectándose de manera general una mayor cantidad de compuestos para el caso de la zona industrial en ambas fracciones. Otra observación es la mayor presencia de HAPs en la fracción más pequeña, lo cual podría indicar una mayor afinidad de los HAPs por las partículas de menor tamaño, como se encontró para la misma región en estudios previos [24]. Esto es relevante debido a que este tipo de partículas representan una mayor peligrosidad debido a que son las que ingresan más profundamente en el tracto respiratorio.

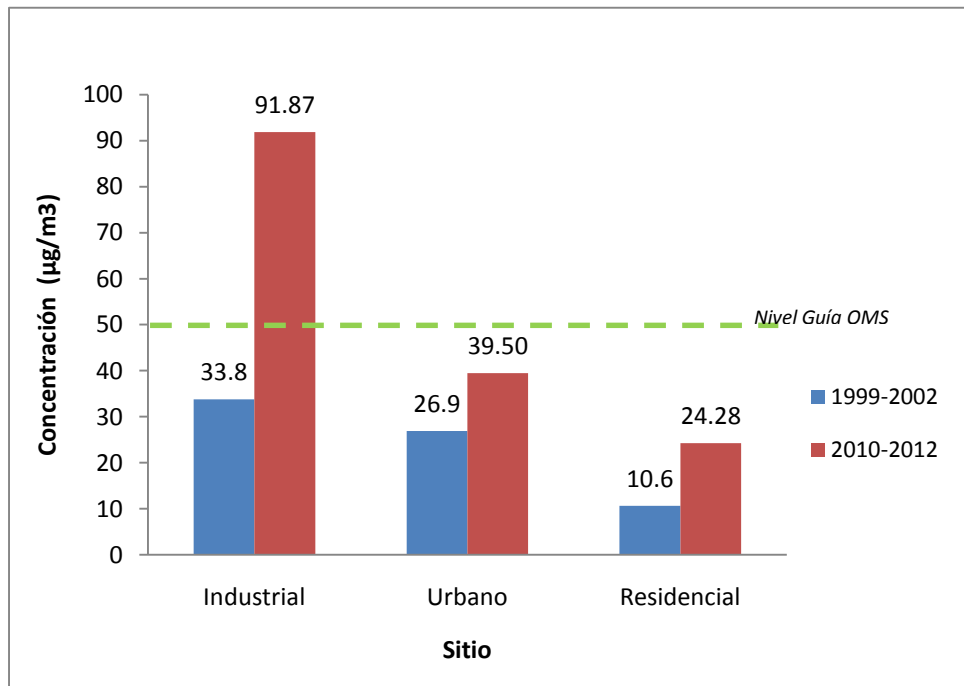


Figura 2. Concentraciones de MP_{10} en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para las distintas zonas de estudio (medianas), en las campañas del 1999 al 2002 y del 2010 al 2012

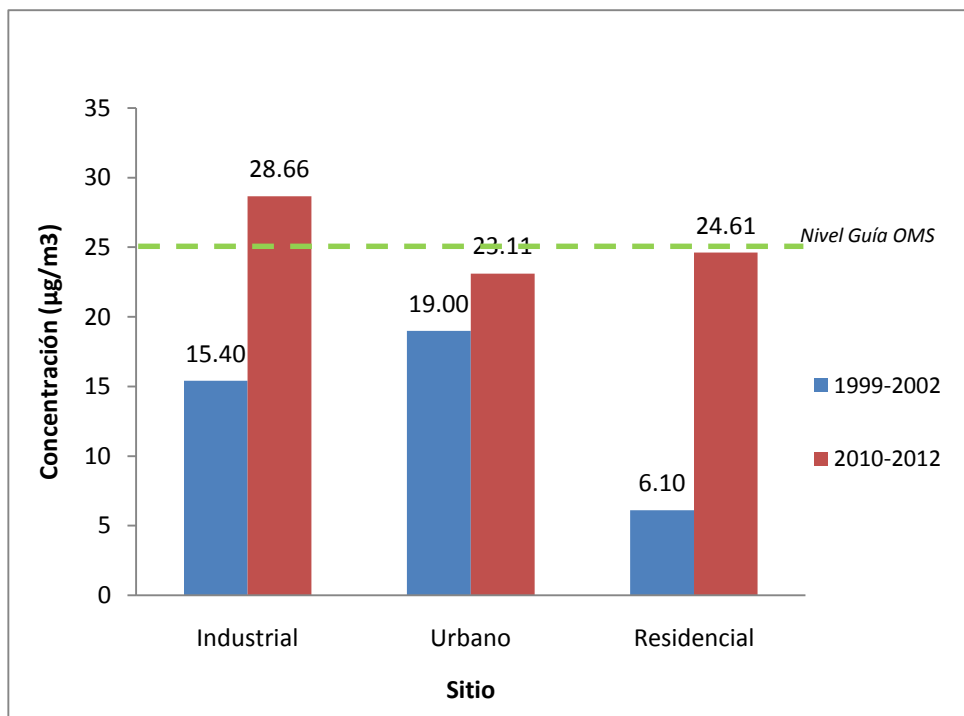


Figura 3. Concentraciones de $MP_{2.5}$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para las distintas zonas de estudio (medianas), en las campañas del 1999 al 2002 y del 2010 al 2012

Compuesto	MP ₁₀			MP _{2,5}		
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial
Naftaleno	<15,47	<15,47	<15,47	<15,47	<15,47	<15,47
Acenaftileno	<15,91	<15,91	<15,91	<15,91	<15,91	<15,91
Acenafteno	<17,26	<17,26	<17,26	<17,26	<17,26	<17,26
Fluoreno	<2,84	<2,84	<2,84	2,84	<2,84	<2,84
Fenantreno	2,76	<0,97	7,62	0,97	4,44	1,76
Antraceno	22,12	10,16	21,46	1,61	19,25	13,54
Fluoranteno	<0,053	<0,053	<0,053	<0,053	<0,053	0,08
Pireno	<0,81	<0,81	<0,81	<0,81	<0,81	<0,81
Benzo(a)antraceno	<0,020	<0,020	<0,020	0,02	0,41	<0,020
Criseno	<0,66	<0,66	4,52	<0,66	<0,66	2,23
Benzo(b)fluoranteno	<0,029	0,08	<0,029	0,03	<0,029	<0,029
Benzo(k)fluoranteno	0,39	<0,021	0,57	0,02	0,71	0,57
Benzo(a)pireno	0,08	<0,069	<0,069	0,07	0,42	<0,069
Dibenzo(a,h)antraceno	<0,18	<0,18	<0,18	0,18	<0,18	<0,18
Benzo(g,h,i)perileno	0,61	<0,11	0,11	0,11	0,71	<0,11
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	3,67	<1,02	<1,02	1,13	<1,02	1,36

Tabla 1. Concentraciones de HAPs en ng m⁻³ en las distintas fracciones de material particulado extraído para las diferentes zonas de estudio en la campaña 2010 al 2012

Compuesto	2010-2012			1999-2001		
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial
Naftaleno	<15,47	<15,47	<15,47	0,09	0,06	0,10
Acenaftileno	<15,91	<15,91	<15,91	-	-	-
Acenafteno	<17,26	<17,26	<17,26	0,01	<0,01	<0,01
Fluoreno	<2,84	<2,84	<2,84	0,01	0,02	<0,01
Fenantreno	2,76	<0,97	7,62	0,08	0,11	0,02
Antraceno	22,12	10,16	21,46	0,02	0,01	<0,01
Fluoranteno	<0,053	<0,053	<0,053	0,22	0,15	0,09
Pireno	<0,81	<0,81	<0,81	0,20	0,17	0,03
Benzo(a)antraceno	<0,020	<0,020	<0,020	0,43	0,22	0,02
Criseno	<0,66	<0,66	4,52	0,48	0,31	0,03
Benzo(b)fluoranteno	<0,029	0,08	<0,029	1,10	0,64	0,15
Benzo(k)fluoranteno	0,39	<0,021	0,57	0,41	0,22	0,05
Benzo(a)pireno	0,08	<0,069	<0,069	0,58	0,41	0,09
Dibenzo(a,h)antraceno	<0,18	<0,18	<0,18	0,10	0,04	0,02
Benzo(g,h,i)perileno	0,61	<0,11	0,11	1,39	1,01	0,22
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	3,67	<1,02	<1,02	0,99	0,61	0,23

Tabla 2. Concentraciones de HAPs en ng m⁻³ en MP10 para las diferentes zonas de estudio en campañas 1999-2002 y 2010-2012

Metal	MP ₁₀			MP _{2.5}		
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial
Pb	<0,027	1,86	2,00	1,43	1,67	2,16
Cd	<0,003	0,88	0,76	1,34	1,67	0,90
Ni	0,28	1,24	1,76	2,27	3,45	1,23
Cu	<0,003	2,14	2,36	4,24	4,49	2,46
Mn	<0,040	0,74	0,84	2,04	2,27	1,12
Cr	<0,004	1,22	1,30	1,02	1,26	1,51
Fe	1,60	1,55	1,72	2,15	1,73	1,17

Tabla 3. Concentraciones de metales en $\mu\text{g m}^{-3}$ para las fracciones de MP₁₀ y MP_{2.5} para los diferentes sitios

En la fracción de MP₁₀ en los distintos sitios resalta la presencia de benzo(a)pireno, clasificado como cancerígeno (Grupo 1 de acuerdo a la clasificación de la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés)), encontrado sólo en la zona industrial. Otros compuestos relevantes con respecto a su potencial toxicidad encontrados en las partículas de diámetro efectivo menor o igual a 10 μm fueron criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno e indeno(1,2,3-c,d)pireno, todos ellos clasificados como posiblemente cancerígenos (Grupo 2B, IARC).

Para la fracción más pequeña analizada (MP_{2.5}), 11 de los 16 HAPs buscados fueron encontrados en los diferentes sitios, con una marcada diferencia en la zona industrial, donde se observaron una mayor cantidad de compuestos. Para esta fracción los compuestos más relevantes encontrados fueron benzo(a)pireno, encontrados en la zonas industrial y urbana; dibenzo(a,h)antraceno (Grupo 2A: Probablemente cancerígeno, IARC), hallado sólo en la zona industrial; y cinco compuestos correspondientes al grupo 2B (posiblemente cancerígeno) distribuidos en las tres zonas de estudio (benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno e indeno(1,2,3-c,d)pireno).

Considerando valores de HAPs obtenidos en el período anterior (Tabla 2) sólo puede observarse el incremento considerable de los niveles de antraceno, fenantreno e (1,2,3-c,d)pireno, permaneciendo los demás compuestos en niveles similares o inferiores para la fracción de MP₁₀.

Otros estudios presentan concentraciones de HAPs asociados a MP₁₀ tales como el fenatreno (0.89 ng m^{-3}), antraceno (0.1 ng m^{-3}), criseno (5.71 ng m^{-3}), benzo(a)pireno (3.71 ng m^{-3}), benzo(ghi)perileno (5.79 ng m^{-3}), indeno(1,2,3-c,d)pireno (6.82 ng m^{-3}) para la ciudad de Cantón, China [25]. De la misma manera, para la ciudad de Seúl, Corea del Sur, se tienen valores de fenatreno (1.46 ng m^{-3}), antraceno (0.18 ng m^{-3}), criseno (2.78 ng m^{-3}), benzo(a)pireno (2.55 ng m^{-3}), benzo(ghi)perileno (3.21 ng m^{-3}), indeno(1,2,3-c,d)pireno (3.59 ng m^{-3}) [26]. Todos estos valores se encuentran, en general, dentro del orden de los encontrados en este trabajo, excepto para el antraceno, que presenta un valor muy por encima de los encontrados en dichas ciudades, aunque hay que resaltar que el número de muestras analizadas es bajo como para establecer una tendencia definitiva.

Con respecto a los metales analizados en las muestras del material particulado (Tabla 3), se observan mayores concentraciones en las zonas urbana y residencial con respecto a la zona industrial para la fracción de mayor tamaño, para todos los metales buscados, salvo para el Fe,

el cual presenta una similar concentración en todos los sitios. No ocurre lo mismo en el caso de los metales asociados al $MP_{2.5}$, donde se observaron mayores concentraciones, en general, para las zonas industrial y urbana. Particularmente, en este caso, se observaron mayores concentraciones de Cd, Ni, Cu, Mn y Fe para estas dos zonas, no así como para el Pb y el Cr, donde fue mayor su concentración para la zona residencial. Este comportamiento de los metales, tanto para MP_{10} como para $MP_{2.5}$, no se puede, por el momento y con la cantidad de datos analizados, referir fielmente a factores específicos o fuentes determinadas presentes en cada zona, ya que el grado de incertidumbre es grande por todas las variables que intervienen en la génesis y el transporte de este contaminante. Así, estos resultados preliminares representan una primera aproximación en la caracterización de estos elementos asociados al material particulado. Se esperarían, en principio, mayores concentraciones de los diferentes metales asociados al material particulado en las zonas cercanas a actividades industriales o en núcleos urbanos con grandes flujos vehiculares, tendencia que no se observó para el MP_{10} , aunque sí para la mayoría de los metales asociados al $MP_{2.5}$. Estas relaciones serán materia de estudio en el futuro y sus tendencias se podrán definir mejor con un mayor número de muestras analizadas.

Para ponderar los niveles de plomo encontrados se puede realizar una comparación con el límite otorgado por las normas de calidad de aire ambiente del Decreto 3395/96 de la Ley Provincial N° 5965, el cual establece un valor máximo de $1.5 \mu\text{g m}^{-3}$ para muestreo de 3 meses, aunque este valor se refiera a la concentración de este metal en Material Particulado Total (MPT). Teniendo en cuenta este valor, se observa que el mismo es superado en todos los sitios para ambas fracciones, salvo para la zona industrial.

Debido a la falta de límites propuestos a nivel nacional para el resto de los metales asociados al material particulado, se hace difícil referenciar los valores obtenidos, aunque, al menos, pueden representar una base para el conocimiento del estado de estos elementos, su evolución y la presencia de los mismos en cada zona estudiada, pudiendo representar a futuro una herramienta útil para la identificación de las fuentes que juegan un rol importante en la emisión de cada compuesto. Más allá de esto, existen normas para algunos metales en otras regiones del mundo, las cuales pueden brindar una idea comparativa respecto a los valores obtenidos en este estudio. Una de ellas, desarrollada en la Unión Europea [27] ofrece límites anuales para arsénico, cadmio y níquel, así como también para plomo, siendo estos de 0.006, 0.005, 0.02 y $0.5 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivamente. En todos los casos, se observa que los niveles encontrados en ambas regiones sobrepasarían estos límites.

4. CONCLUSIONES

Se pudieron realizar comparaciones de un contaminante atmosférico de creciente interés que contiene una comprobada influencia en la salud del ser humano, como lo es el material particulado, para dos fracciones y en diferentes sitios con características desiguales, que dan una idea del estado de este contaminante en la región de estudio y la influencia general de las diferentes fuentes en cada zona, observándose un aumento significativo de los niveles de MP_{10} y en menor medida de $MP_{2.5}$ para la zona industrial, siendo en la zona residencial importante el incremento de los niveles de $MP_{2.5}$ asociado posiblemente al aumento del parque automotor. Para ambas fracciones se pudo observar que los niveles sobrepasaron los

límites establecidos en las guías de calidad de aire de la OMS únicamente para la zona industrial.

También se pudo observar, para cada uno de estos sitios, la presencia de alguno de los 16 HAPs considerados prioritarios por su evidenciada toxicidad y su posible efecto carcinogénico, asociados al material particulado extraído, sobretodo al de menor diámetro (PM_{2.5}).

Por otro lado, se pudo determinar la presencia de diferentes metales en distintas concentraciones para cada sitio de medición, aunque, debido a la falta de valores referenciales y límites propuestos por las autoridades, no se puede tener una real dimensión de lo que estos valores representan en cuanto a su efecto sobre la salud. De todas maneras, y pensando en el futuro, todos estos tipos de mediciones pueden representar una base de antecedentes para posteriores trabajos.

El presente trabajo representa un estudio preliminar del estado de estos contaminantes en la región. En el presente, se siguen recolectando y analizando diferentes muestras y, en el futuro, se seguirá trabajando para obtener mayores evidencias y certezas en cuanto al comportamiento de estos y otros contaminantes que representan una amenaza contra la salud y el bienestar humano.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), la Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional La Plata (UTN-FRLP), la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), el Instituto de Desarrollo e Investigaciones Pediátricas (IDIP) del Hospital de Niños "Sor María Ludovica" de La Plata y a todas las personas que colaboraron con este trabajo.

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, OMS (2006). http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_spa.pdf
- [2] World Health Organization. “Environmental Health Criteria 239. Principles for Modelling Dose–Response for the Risk Assessment of Chemicals”. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization and the World Health Organization, Geneva (2009).
- [3] World Health Organization. “Environmental Health Criteria 237. Principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals”. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization and the World Health Organization, Geneva (2006).
- [4] Leikauf GD. “Hazardous Air Pollutants and Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supplement4), pp: 505-526 (2002).
- [5] Weisel CP. “Assessing Exposure to Air Toxics Relative to Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supp. 4), pp: 527-537 (2002).

- [6] 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).
- [7] 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).
- [8] 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).
- [9] 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).
- [10] IPCS, International Programme on chemical safety. *Environmental Health criteria 214: Human Exposure Assessment*. Geneva, World Health Organization (2000).
- [11] 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).
- [12] 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).
- [13] IARC. Polynuclear aromatic compounds, Part 1. Lyon: International Agency for Research on Cancer (1984).
- [14] Lyall RJ, Hooper MA, Mainwaring SJ. “Polycyclic aromatic hydrocarbons in the latrobe valley”, *Original Research Article Atmospheric Environment*. Vol. 22, pp: 2549-2555 (1988).
- [15] Nicolaou K, Masplet P, Mouvier G. “Sources and chemical reactivity of polynuclear aromatic hydrocarbons in the atmosphere — A critical review”, *Original Research Article Science of the Total Environment*. Vol: 32, pp: 103-132 (1984).
- [16] 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).
- [17] INDEC (National Institute of Statistic and Cense) Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <http://www.censo2010.indec.gov.ar/>. (2011).
- [18] Massolo L., Müller A., Rehwagen M., Porta A., Herbarth, O., Ronco A. “Estimación del riesgo asociado a PAHs en ambientes urbanos e industriales”, Contaminación Atmosférica en Argentina, Contribuciones de la II Reunión Anual PROIMCA. Editores: E. Puliafito & N. Quaranta. UTN, Buenos Aires, 45-54 (2009).

- [19] Colman Lerner JE., Morales A., Aguilar M., Barrionuevo P., Ditondo J., Porta A., Massolo L., Dodero VI. "Calidad Del Aire En Áreas Urbanas E Industriales En La Provincia De Buenos Aires. Estudio Comparativo Entre La Plata Y Bahía Blanca", Contribuciones de la III Reunión Anual PROIMCA. Editores: E. Puliafito & N. Quaranta. UTN, Buenos Aires, 191-200 (2011).
- [20] NIOSH method 5506. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons by HPLC. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition (1998).
- [21] NIOSH, method 7300, issue 2 Elements by ICP. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition (1994).
- [22] Fernando A. Wichmann, Andrea Müller, Luciano E. Busi, Natalia Cianni, Laura Massolo, Uwe Schlink, Andres Porta y Peter David Sly. "Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution", *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*. Vol. 123, Issue 3, pp: 632-638 (2009).
- [23] INDEC (National Institute of Statistic and Cense), 2011. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. <http://www.censo2010.indec.gov.ar/> (2011).
- [24] Martina Rehwagen, Andrea Müller, Laura Massolo, Olf Herbarth, Alicia Ronco. "Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas", *Science of the Total Environment*, Vol. 348, pp: 199-210 (2005).
- [25] Ji-Hua Tan, Xin-Hui Bi, Jing-Cun Duan, Kenneth A. Rahn, Guo-Ying Sheng, Jia-Mo Fu. "Seasonal variation of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons associated with PM10 in Guangzhou, China", *Atmospheric Research*. Vol. 80, pp. 250-262 (2006).
- [26] Seung, S.P., Young, J.K., Chang, H., Kang. "Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea", *Atmospheric Environment*. Vol. 36, pp: 2917-2924 (2002).
- [27] A.B. Vicente, T. Sanfeliu, M.M. Jordan. "Assesment of PM10 pollution episodes in a ceramic cluster (NE Spain): Proposal of a new quality index for PM10, As, Cd, Ni and Pb", *Journal of Environmental Management*. Vol. 108, pp: 92-101 (2012).

ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO INHALABLE Y CONTAMINANTES ASOCIADOS EN LAS CIUDADES DE LA PLATA Y BAHÍA BLANCA

Orte¹, Marcos; Colman Lerner^{1,4}, Jorge E.; Morales², Anabela; Barrionuevo³, Paula; Aguilar¹, Myriam; Giuliani¹, Daniela; Dodero², Verónica; Massolo¹, Laura; Matamoros³, Natalia; Sánchez¹, Erica Y. y Porta^{1,3}, Andrés.

1: CIMA, Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad Cs Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 y 115. 1900 - La Plata.

ortemarcos1@gmail.com, jecolman@hotmail.com; web: <http://cima.quimica.unlp.edu.ar/>

2: Departamento de Química-INQUISUR, UNS. Av. Alem 1253, Planta Baja. B8000CPB - Bahía Blanca. web: <http://inquisur-conicet.gob.ar/>

3: LIS, Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 200. 1900 - La Plata.

4: CINDECA, Centro de Investigaciones en Ciencias Aplicadas, Facultad Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 257. 1900 - La Plata. web: <http://www.cindeca.org.ar/>

Resumen. *El material particulado inhalable (MP₁₀) es un importante contaminante atmosférico, debido a su peligrosidad per se y también porque puede actuar como medio de transporte de otros compuestos tóxicos. En el presente trabajo, se muestran los niveles de concentración de MP₁₀, en la ciudad de La Plata y en la ciudad de Bahía Blanca, ambas con alta influencia industrial, ya que en cada una de ellas se hayan importantes polos petroquímicos, y donde existe una importante influencia del tráfico vehicular. En ambas regiones, se eligieron sitios con distintas características que pudieran afectar la cantidad del contaminante medido (industrial, urbano y residencial). El material particulado depositado en los filtros fue analizado por medio de espectrofotometría de absorción atómica, con la cual se indagó la presencia de diferentes metales. Los resultados muestran una primera tendencia en la cual se observan mayores concentraciones de MP₁₀ en la zona industrial para ambas ciudades, seguido por los niveles encontrados en la zona urbana y con valores más bajos para la zona residencial, con mayores valores en general para la ciudad de Bahía Blanca. También se encontraron en ambas localidades y para todos los sitios diferentes metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe).*

Palabras clave: Material particulado inhalable, Metales, La Plata, Bahía Blanca.

1. INTRODUCCION

Estudios epidemiológicos recientes evidencian cómo la exposición crónica a contaminantes relacionados a la contaminación del aire urbano e industrial tales como material particulado en suspensión (MP), hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), compuestos orgánicos volátiles (COVs), dióxido de azufre (SO₂), ozono y óxidos de nitrógeno (NO_x), producen

efectos adversos al desarrollo y la función pulmonar, además del incremento de la morbilidad respiratoria, expresada frecuentemente como diagnóstico de asma o enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), y un incremento de la mortalidad, principalmente en niños [1-8]. Distintos estudios concernientes al material particulado en aire coinciden en poner de manifiesto efectos adversos para la salud con las exposiciones que experimentan actualmente las poblaciones urbanas, tanto en los países desarrollados como en desarrollo. La peligrosidad de este contaminante se puede ver magnificada debido a la presencia de una gran variedad de compuestos asociados a la matriz de las partículas, tales como diferentes metales. Hay una gran cantidad de estudios que van desde epidemiológicos hasta estudios en animales y estudios in vitro, que apoyan la hipótesis de que los metales juegan un rol importante en la toxicidad de las partículas. Aunque muchos de estos trabajos muestran, de diferentes maneras, que los metales contenidos en el MP son responsables de una parte de su toxicidad, existen pocas pruebas que elucidan qué metal o combinación de metales producen dicha toxicidad. El aire ambiente contiene muchos metales diferentes y en distintas proporciones dependiendo de factores geográficos y fuentes circundantes. Exceptuando el hierro, los metales asociados al MP son primariamente de origen antropogénico [9]. Por todo esto, resulta importante caracterizar y cuantificar la contaminación del aire debido al material particulado respirable (MP₁₀, material particulado de diámetro aerodinámico efectivo menor a 10 µm) y metales asociados al mismo. En el presente trabajo, se muestran resultados de los niveles de concentración de MP₁₀ y algunos metales asociados al mismo, en la ciudad de La Plata (con muestreos realizados entre los años 2010 y 2012) y en la ciudad de Bahía Blanca (con muestras tomadas en los años 2010 y 2011).

2. METODOLOGÍA

2.1. Región de estudio

Las regiones de La Plata y Bahía Blanca comparten varias características comunes: poblaciones demográfica y socialmente similares, destacada actividad comercial y administrativa (ambos distritos son cabecera regional), educativa (sede de universidades nacionales) y productiva (importantes redes internas de transporte de mercadería y de pasajeros y puerto de referencia con importante movimiento naviero de carga). En ambos distritos se ubican hospitales públicos regionales y sendos Polos Petroquímicos, a unos 5 km de distancia aproximadamente respecto a la ciudad cabecera, con los volúmenes de producción más importantes a nivel nacional [10-12]. En ambas regiones, en función de las fuentes principales de emisión (tránsito vehicular o Polo Petroquímico) se seleccionaron tres tipos de zonas [10-13]:

- **Zona industrial (Polo petroquímico y adyacencias):** caracterizado por las emisiones industriales.
- **Casco urbano:** presenta como fuente principal de emisión de contaminantes al aire el tránsito vehicular
- **Zona blanco o de referencia:** barrios o población en las zonas externas a la ciudad (residenciales).

En este sentido, la zona de muestreo del distrito de La Plata, quedó conformado por (Figura 1):

- Ensenada (Polo Petroquímico)
- Casco Urbano de La Plata (tránsito)
- Zona residencial (City Bell, Gonnet)

En cuanto a Bahía Blanca las zonas seleccionadas fueron (Figura 2):

- Ingeniero White (Polo Petroquímico)
- Casco Urbano de Bahía Blanca (tránsito)
- Zona residencial (Altos del Palihue y Patagonia)

2.2. Material particulado

Las muestras de material particulado fueron recolectadas por medio del muestreador de bajo volumen MiniVol Airmetrics durante 5 días cada una. En este, por medio de una bomba, el aire es forzado a pasar a través de un separador de tamaños de partículas (impactadores) y luego a través de un medio filtrante, donde queda depositado el material particulado a analizar. La separación de partículas por tamaño de la corriente de aire se logra por impacto. Un aspecto crítico para la recolección y separación de las partículas es la programación de un caudal correcto a través del impactador. Para el MiniVol, la tasa real de flujo volumétrico debe ser de 5 L min^{-1} . Como medio filtrante se utilizaron filtros de politetrafluoroetileno (PTFE) y de fibra de vidrio de 46.2 mm de diámetro y de $2 \mu\text{m}$ de diámetro de poro. El contenido de MP_{10} en cada muestra se determina por gravimetría [10, 14, 15].

2.3. Metales

El análisis de metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe) asociados al material particulado, se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica (Varian AA-400), con llama aire-acetileno, aplicando el método NIOSH 7300 con modificaciones [16]. Previamente los filtros se digirieron para la extracción de los metales de la matriz utilizando ácido nítrico concentrado y agua oxigenada al 30%, calentando en baño de arena a 150°C durante 8 horas. La solución resultante se filtra ($0.45 \mu\text{m}$) y se lleva a volumen de 50 mL con agua desionizada. Se procedió a determinar el factor de recuperación para cada analito agregando a filtros sin uso una cantidad conocida de los metales (por triplicado), para luego proceder a extraerlos de la misma forma que las muestras.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3 se observa la comparación entre las medianas de las concentraciones de MP_{10} para las distintas zonas de estudio para ambas ciudades ($N=29$ (número de muestras)). Aquí, se aprecia, tanto para la ciudad de La Plata como para la de Bahía Blanca, una mayor concentración de material particulado inhalable para las zonas industriales, seguida por las correspondientes a las zonas urbanas y, por último, menores concentraciones en las zonas residenciales.



Figura 1. Regiones de estudio en La Plata y alrededores (Industria, Urbano y Residencial)



Figura 2. Regiones de estudio en Bahía Blanca y alrededores (Industria, Urbano y Residencial)

De manera general, también se pueden observar en este gráfico mayores concentraciones del MP_{10} para la ciudad de Bahía Blanca para todos los sitios considerados con respecto a la ciudad de La Plata.

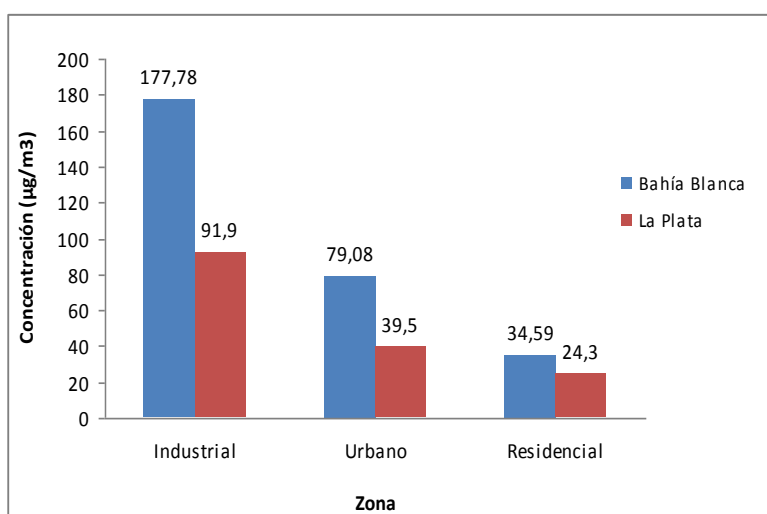


Figura 3. Concentraciones de MP₁₀ en µg m⁻³ para las distintas zonas de estudio (medianas), en las ciudades de La Plata y Bahía Blanca

Rango MP ₁₀ (µg m ⁻³)	Calidad ^[17]	Nivel de contaminación ^[18]	Incremento de mortalidad ^[18]	Datos experimentales (µgm ⁻³)
0-25	Excelente	Bajo		Residencial LP (24.28)
25-50	Bueno	Normal	0	Residencial BB (34.6); Urbano LP (39.5)
50-75	Pobre	Alto	1.2 %	
75 – 100	Mala	Muy Alto	2.5 %	Industrial LP(91.9); Urbano BB (79.1)
>100	Muy Mala	Excesivo	5 %	Industrial BB (177.8)

Tabla 1. Índices de Calidad de Aire y clasificación de las zonas de estudio

Para una más fácil lectura y un mayor entendimiento de la calidad del aire respirado en las zonas de estudio, se desarrollan simples índices de calidad de aire [17], que representan diferentes escalas graduadas basadas en el límite máximo permitido por las normas de calidad de aire de la región (para 24 horas), vinculados a diferentes niveles en el incremento de la mortalidad. En la tabla 1 se presentan los diferentes niveles de acuerdo a la clasificación adoptada, con su correlación con los datos obtenidos en las diferentes zonas de estudio para ambas ciudades. De acuerdo a esta clasificación, se observa que las zonas industriales y la zona urbana de Bahía Blanca se encontrarían más comprometidas, con índices de calidad malos y muy malos. En el caso de los metales asociados al MP₁₀, se observan, en general

(tabla 2), mayores concentraciones de todos ellos para las diferentes zonas en la ciudad de Bahía Blanca, salvo para el Ni y el Cu correspondientes a la zona urbana y residencial, que presentan mayores valores para la ciudad de La Plata. Particularmente, para el caso de esta última ciudad, se observan mayores valores para las zonas urbana y residencial para todos los metales, salvo para el Fe que presenta similares concentraciones para los tres sitios. Por otro lado, en la ciudad del sur de la provincia, se observan valores similares para todos los metales en cada sitio, con excepción del Ni y el Cu, donde son significativamente mayores los valores obtenidos en la zona industrial.

Metal	La Plata			Bahía Blanca		
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial
Pb	<0.027	1.86	2.00	2.23	2.75	2.59
Cd	<0.003	0.88	0.76	1.00	0.98	0.82
Ni	0.28	1.24	1.76	0.75	0.13	0.18
Cu	<0.003	2.14	2.36	1.22	0.47	0.47
Mn	<0.040	0.74	0.84	0.92	1.01	1.16
Cr	<0.004	1.22	1.30	1.38	1.43	1.41
Fe	1.60	1.55	1.72	2.35	2.24	2.40

Tabla 2. Concentraciones de los metales estudiados en $\mu\text{g m}^{-3}$ para ambas ciudades en las distintas zonas de estudio

Metal	Este estudio			Jong-Myoung Lim et al., 2006			Kim y Jo, 2006		
	La Plata			Bahía Blanca			Corea (2004-2006)		Corea (2003)
	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Urbano	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial
Pb	<0.027	1.86	2.00	2.23	2.75	2.59	0.33	0.20	0.09
Cd	<0.003	0.88	0.76	1.00	0.98	0.82	0.01	<0.01	<0.01
Ni	0.28	1.24	1.76	0.75	0.13	0.18	0.03	0.01	0.01
Cu	<0.003	2.14	2.36	1.22	0.47	0.47	-	-	-
Mn	<0.040	0.74	0.84	0.92	1.01	1.16	0.12	0.06	0.25
Cr	<0.004	1.22	1.30	1.38	1.43	1.41	0.05	0.01	0.02
Fe	1.60	1.55	1.72	2.35	2.24	2.40	1.21	0.82	5.42
MP ₁₀	91.87	39.50	24.28	177.78	79.08	34.59	87.8	73.90	76.00

Tabla 3. Concentraciones de los metales y MP₁₀ en $\mu\text{g m}^{-3}$

Debido a la falta de límites propuestos a nivel provincial o nacional para la mayoría de los metales asociados al material particulado, se hace difícil comparar los valores obtenidos con niveles de referencia, aunque, al menos, estos por sí solos pueden representar una base para el conocimiento del estado de estos compuestos, su evolución y la presencia de los mismos en cada zona estudiada, pudiendo constituir a futuro una herramienta útil para la identificación de las fuentes que juegan un rol importante en la emisión de cada compuesto. En la tabla 3, se comparan los valores obtenidos en este trabajo (MP₁₀ y metales) con los publicados por otros

autores en regiones comparables, observándose que sólo el nivel de MP_{10} del área industrial de Bahía Blanca se encuentra muy por encima de los reportados en otras ciudades. Respecto a los metales en todas las zonas estudiadas, a excepción del área industrial en La Plata, los valores se encuentran por encima de regiones equivalentes. Considerando particularmente el caso del plomo, en la búsqueda de alguna referencia que nos permita realizar una comparación de nuestros valores, se puede considerar en primera instancia el límite otorgado por las normas de calidad de aire ambiente del Decreto 3395/96 de la Ley Provincial N° 5965, el cual adopta un valor máximo de $1.5 \mu\text{g m}^{-3}$ para un muestreo de 3 meses, referido a la concentración de este metal en Material Particulado Total (MPT). Si se tiene en cuenta este valor, se aprecia que el mismo es sobrepasado en cada uno de los sitios de ambas ciudades, salvo para la zona industrial de la ciudad de La Plata.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo se pudo realizar una comparación de los niveles de material particulado inhalable en tres zonas con desiguales factores de influencia sobre la cantidad del contaminante en cuestión, para dos ciudades comparativas de similares características demográficas, industriales y sociales, las ciudades de La Plata y Bahía Blanca. Con respecto a los niveles de MP_{10} en ambas regiones estudiadas las zonas industriales presentan los mayores niveles, seguido por las zonas urbanas, siendo los menores valores los correspondientes a las zonas residenciales. La región de Bahía Blanca presentó mayores niveles en todas sus zonas respecto a las correspondientes a la región de La Plata. Teniendo en cuenta dichos niveles de MP_{10} , se puede concluir que los niveles presentados por la zona industrial de Bahía Blanca presentan una calidad de aire muy mala, seguido por una calidad de aire mala en las zonas industrial (La Plata) y urbana (Bahía Blanca), pudiendo clasificar como buena o muy buena calidad de aire las zonas urbana y residencial de La Plata y la residencial de Bahía Blanca, aclarando que para esta clasificación sólo se ha tenido en cuenta los niveles de MP_{10} . Asimismo, mediante la utilización de absorción atómica, se pudieron determinar los niveles de diferentes metales en los distintos sitios considerados de ambas ciudades, siendo en general elevados, marcando algunas tendencias en cuanto a su distribución regional que serán objeto de posteriores y más extensos análisis.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), la Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional La Plata (UTN-FRLP), la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) y a todas las personas que colaboraron con este trabajo.

6. REFERENCIAS

- [1] Leikauf G.D. “Hazardous Air Pollutants and Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supplement4), pp: 505-526 (2002).
- [2] Weisel C.P. “Assessing Exposure to Air Toxics Relative to Asthma”, *Environmental Health Perspectives*. Vol. 110 (Supp. 4), pp: 527-537 (2002).

- [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*. Vol. 166, pp: 76-84 (2002).
- [4] 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).
- [5] 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.
- [6] IPCS, International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 214: Human Exposure Assessment. Geneva, WHO (2000).
- [7] 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).
- [8] 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", *Environ. Health Perspectives*. Vol: 114, pp: 1210-1214 (2006).
- [9] J. Grace Wallenborn, Mette J. Schladweiler, Judy H. Richards, Urmila P. Kodavanti. "Differential pulmonary and cardiac effects of pulmonary exposure to a panel of particulate matter-associated metals", *Toxicology and Applied Pharmacology*. Vol: 241, pp: 71-80 (2009).
- [10] 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).
- [11] Cianni N., A. Müller, P. Lespade, M. Aguilar, N. Matamoros, E. Colman, M. Martín, V. Chiapperini, L. Bussi, L. Massolo, F. Wichmann, A. Porta. "Calidad del aire y salud infantil en áreas urbanas e industriales de La Plata y Ensenada, Argentina", *Contaminación Atmosférica en Argentina, Contribuciones de la II Reunión Anual PROIMCA*. Editores: E. Puliafito & N. Quaranta, Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, pp: 37-44 (2009).
- [12] Gobierno Municipal de Bahía Blanca. Dirección de producción y desarrollo. Polo tecnológico Bahía Blanca. <http://www.bahiablanca.gov.ar/empresario/polotec.html>
- [13] Gobierno Municipal de Bahía Blanca. Subdirección Estadísticas. Información Estadística. <http://www.bahiablanca.gov.ar/estadistica/>.
- [14] Massolo L; Müller A; Rehwagen M; Porta A, Herbarth, O; A. Ronco. "Estimación del riesgo asociado a PAHs en ambientes urbanos e industriales", *Contaminación Atmosférica en Argentina, Contribuciones de la II Reunión Anual PROIMCA*. Editores: E. Puliafito & N. Quaranta, Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, pp: 45-54 (2009).
- [15] Colman Lerner JE., Morales A., Aguilar M., Barrionuevo P., Ditondo J., Porta A., Massolo L., Dodero VI. "Calidad del aire en áreas urbanas e industriales en la Provincia de Buenos Aires. Estudio comparativo entre La Plata y Bahía Blanca", *Contribuciones de la III Reunión Anual PROIMCA*. Editores: E. Puliafito & N. Quaranta, Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, pp: 191-200 (2011).
- [16] NIOSH, method 7300, issue 2. Elements by ICP. *NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM)*, Fourth Edition (1994).
- [17] A.B. Vicente, T. Sanfeliu, M.M. Jordan. "Assesment of PM10 pollution episodes in a ceramic cluster (NE Spain): Proposal of a new quality index for PM10, As, Cd, Ni and Pb", *Journal of Environmental Management*. Vol: 108, pp: 92-101 (2012).
- [18] WHO. Air quality guidelines for Europe. Vol. 91, 2 edn., World Health Organization, Copenhagen (2000).

ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA NUBOSIDAD SOBRE LA RADIACIÓN SOLAR VISIBLE Y UV EN EL OBSERVATORIO ATMOSFÉRICO DE LA PATAGONIA AUSTRAL

Wolfram^{1,2}, Elian A.; Salvador^{1,3}, Jacobo; Orte¹, Facundo; Bulnes¹, Daniela; D'elia¹, Raul; Vasquez², Pablo y Quel¹, Eduardo

1: Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, CEILAP-UNIDEF (MINDEF-CONICET), UMI-IFAECI-CNRS-3351, Villa Martelli, Argentina
Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli, Buenos Aires
e-mail: ewolfram@citedef.gob.ar, web: <http://www.division-lidar.com.ar>

2: Universidad Tecnológica Nacional, FRBA
Medrano 951, CABA, Buenos Aires.

3: UNPA, Unidad Académica Río Gallegos, Argentina
email: jsalvador@citedef.gob.ar

Resumen. *A tiempos cortos (minutos u horas) las nubes son el principal modulador de la radiación solar (UV y Visible) que llega a la superficie del planeta. Mientras que las nubes en general disminuyen la radiación directa, pueden producir un aumento en la cantidad de radiaciones difusas, y como consecuencia la radiación que llega a la superficie terrestre se incrementa con respecto a un escenario de cielo despejado equivalente. La División Lidar CEILAP (Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones) ha establecido el Observatorio Atmosférico de la Patagonia Austral (OAPA), un sitio de teledetección atmosférica cerca de la ciudad de Río Gallegos (51 ° 55'S, 69 ° 14'W). En este artículo se investigó el impacto de las nubes sobre la radiación ultravioleta (UV) y visible utilizando mediciones desde tierra de los diferentes radiómetros de banda angosta y ancha operativos en este sitio. Se implementó el uso del factor de modificación por nubes (CMF) que es el cociente entre el valor medido de la radiación solar y el respectivo valor modelado que representa la condición de cielo despejado. Se caracterizaron tanto las atenuaciones como los incrementos de la radiación UV y visible a nivel de la superficie, registrándose realces de hasta un 30% en cielos parcialmente nublados.*

Palabras clave: Radiación UV, radiación visible, cobertura nubosa, sensado remoto.

1. INTRODUCCIÓN

Hoy en día la observación remota de la atmósfera, tanto desde el espacio con los instrumentos satelitales, como desde tierra con instrumentos sensibles a la radiación solar visible (Vis) y ultravioleta (UV) proporcionan las herramientas más avanzadas que tenemos para determinar y cuantificar la cobertura nubosa y los niveles de radiación en superficie. Sin embargo la interacción entre ambas y el impacto que las nubes desempeñan en el balance energético es tema de amplio y constante estudio [1]. Dado que el cambio climático que sufre nuestro planeta [2] podría afectar la nubosidad y dada la sensibilidad de la radiación solar (UV y Vis) en superficie a los cambios cobertura nubosa, entender y estudiar los cambios potenciales de la misma es esencial para cuantificar cambios en la radiación. Desafortunadamente las características de las nubes (altura, tipo, espesor óptico, tamaño de gotas, etc.) que resultan importantes para la transferencia radiativa se miden escasamente.

Entender los efectos que las nubes tienen sobre la irradiancia solar de onda corta que llega a la superficie terrestre es de suma importancia para una amplia variedad de estudios de balance radiativo. Por ejemplo, las nubes pueden producir una gran variabilidad interanual en la irradiancia ultravioleta, jugando de este modo un importante papel en la determinación de posibles tendencias [3]. El efecto de las nubes sobre las medidas instantáneas de la radiación solar de onda corta (UV y Vis) va desde pequeños aumentos hasta una reducción prácticamente total. Debido a la gran variabilidad de las nubes la cuantificación de sus efectos sobre los flujos radiativos en periodos cortos de tiempo resulta una tarea especialmente difícil [4].

La variabilidad a corto plazo de la radiación UV que alcanza la superficie de la Tierra está controlada principalmente por los cambios en cobertura nubosa [5,6]. Por lo tanto, la variabilidad de la nubosidad a menudo enmascara los efectos de cambios en el ozono, y puede reducir, cancelar o incluso revertir el aumento esperado UV relacionados con la reducción de la cantidad de ozono [6]. La cobertura de nubes, principalmente tiene un efecto de atenuación en el ultravioleta que oscila entre el 20% y el 70% para el cielo nublado, dependiendo del tipo de nube, la profundidad óptica, y el ángulo de elevación solar [6]. Adicionalmente, las nubes también pueden tener un efecto de incremento, que se manifiesta por la ocurrencia de niveles de radiación en superficie mayores a los que se deberían registrar en la situación equivalente libre de nubes. La magnitud de los realces es muy variable y pueden alcanzar valores de hasta un 30% con respecto a los valores de cielo despejado durante varios minutos seguidos, resaltando la importancia de estos eventos en aumentar las situaciones de riesgo asociadas a niveles altos de radiación UV [7,8,9]. Se han encontrado que los realces en la radiación son más pronunciados en situaciones de cielos parcialmente nublados con coberturas nubosas de 5 a 7 octas y cuando el disco solar no está obstruido por la nube [10], siendo menor en la banda UV que en los intervalos visible e infrarrojo [11]. Está bien documentado que estos incrementos a corto plazo en los niveles de UV pueden afectar la tasa de fotosíntesis de la vegetación como las algas o fitoplancton marino [12]. Además, el aumento de los niveles de radiación UV rápidos e intensos podría tener consecuencias perjudiciales para la piel y los ojos humanos, aunque la literatura sobre los efectos en la salud de estos episodios es bastante escasa.

En el presente trabajo se analizarán los efectos que las nubes tienen sobre la radiación solar visible y ultravioleta (principalmente UVB, radiación comprendida entre 290-320 nm) utilizando mediciones en superficie de radiómetros instalados en el Observatorio Atmosférico de la Patagonia Austral (OAPA) emplazado en la ciudad de Río Gallegos, Pcia. de Santa Cruz. La influencia de la nubosidad en la radiación será evaluada comparando las mediciones puntuales con modelos de transferencia radiativa y paramétricos que representen las condiciones de cielo despejado que se hubieran medido en ausencia de nubes.

2. METODOLOGÍA E INSTRUMENTACIÓN UTILIZADA

2.1 Descripción del instrumental

Con el objetivo de contribuir a los esfuerzos internacionales por seguir de cerca la evolución del fenómeno del agujero de ozono, la División Lidar del Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones (CEILAP) dependiente de (MINDEF-CONICET) instaló en la ciudad de Río Gallegos en el año 2005, una serie de instrumentos para el sensado remoto de la atmósfera. Debido a que uno de los objetivos primarios era la observación del ozono estratosférico, el lidar de absorción diferencial fue uno de los instrumentos más importantes de este sitio, pero no el único. Conjuntamente con el lidar, se instalaron un conjunto de radiómetros para monitorear la radiación solar en plano horizontal que llega a la superficie de la tierra, y en principio estudiar la anticorrelación entre el contenido de ozono y la radiación UV.

Luego de varias campañas, el sitio de observación se convirtió en un emplazamiento permanente de sensado remoto de la atmósfera en el sur de nuestro país, constituyéndose así el Observatorio Atmosférico de la Patagonia Austral (OAPA).

El OAPA está emplazado dentro de la Base Aérea Militar de Río Gallegos a unos 10 km del centro de la ciudad santacruceña (51 ° 55'S, 69 ° 14'W). En el mismo opera la Estación de Sensado Remoto Pasivo (ESRP) constituida por un conjunto de radiómetros solares de banda ancha y moderada. Los datos son registrados por los dataloggers con una cadencia temporal de un minuto, la cual resulta adecuada para el estudio de variaciones rápidas como las producidas por las nubes en la irradiancia solar. La ESRP está formada por radiómetros de banda ancha sensibles al UVA (320-400 nm) y UVB (290-320 nm) e irradiancia solar total (300-3000 nm) conectados al mismo datalogger y un radiómetro de banda moderada de 5 canales (GUV-541) que mide la irradiancia solar global en cinco longitudes de onda (305, 313, 320, 340 y 380 nm). Este instrumento tiene un colector de irradiación de 2,1 cm de diámetro, con una hoja externa trapezoidal de teflón cubierto con una ventana de cuarzo. Estas tienen una respuesta direccional cercana a la curva de respuesta coseno. Los errores típicos en las mediciones son 0% a -5% a partir de 0 ° a 70 ° (considerando la referencia cero como la normal a la superficie del colector), 10% a -10% a partir de 71 ° a 85, y -10% a -30% de ° 86 a 89 °. El detalle de los mismos puede verse en la Tabla 1. Este instrumento registra datos en forma automática cada un minuto en forma permanente, y constituye un instrumento muy útil para el monitoreo de la radiación solar UV en superficie. Además se cuenta con una

estación meteorológica automática y un fotómetro solar marca CIMEL para la medición de espesor óptico de aerosoles.

La combinación de las mediciones del instrumento GUV con modelos de transferencia radiativa como el LibRadtran [13] permiten obtener productos geofísicos derivados [14], como la columna total de ozono, el índice UV y el espesor óptico de nubes.

En el presente trabajo, se consideraron las mediciones de la irradiancia solar total (ToSI) medida por un piranómetro CM-11 y la radiación solar ultravioleta eritémica expresada a través del índice UV (UVI) derivada de las mediciones del radiómetro GUV-541.

Estos radiómetros son mantenidos por personal de la División Lidar del CEILAP, y sometidos a intercalibraciones y comparaciones con instrumentos de referencia cada 2 años aproximadamente. Las mediciones de los instrumentos de banda ancha son enviadas a la red de monitoreo de radiación solar de NASA, SolRad-Net (http://solrad-net.gsfc.nasa.gov/data_menu.html) en forma periódica.

Instrumento	Modelo & Fábrica	Rango Espectral
Radiómetro UV de banda angosta	GUV-541 – Biospherical Instruments Inc.	Cinco canales: 305 nm, 313 nm, 320 nm, 340 nm, 380 nm.
Radiómetro UV-A	UVA-1 YES.	315 – 400 nm
Radiómetro UV-B	UVB-1 YES	280 – 320 nm
Piranómetro	CM-11 Kipp & Zonen Holland.	305 nm – 2800 nm

Tabla I. Descripción de los radiómetros en superficie instalados en el OAPA

2.2 Descripción de los modelos utilizados en el trabajo

El efecto que las nubes producen sobre la radiación solar que incide sobre un plano horizontal a nivel del mar y a la latitud de Río Gallegos, será evaluado con la metodología del factor de modificación por nubes (Cloud Modification Factor, CMF), tanto para la irradiancia visible como para la irradiancia ultravioleta eritémica representada por el índice UV (UVI) en este trabajo.

El CMF se define como:

$$CMF = \frac{UVI_{med}}{UVI_0} \quad (1)$$

Donde UVI_{med} representa las mediciones del índice UV para cada ángulo cenital considerado, y UVI_0 representa el correspondiente valor modelado de la radiación equivalente en condiciones de cielo despejado. En forma similar para la radiación visible, se utiliza el cociente de la irradiancia total horizontal medida ToSI (300-3000 nm) con la irradiancia total horizontal modelada para el mismo momento de la medición.

La irradiancia equivalente a cielo despejado se obtuvo mediante cálculos con modelos de transferencia radiativa. En rango de radiación total se utilizó el modelo paramétrico A [15], empleando como principales datos de entrada el valor de capa de ozono medio anual (300 DU), la presión atmosférica (1000 hPa), la temperatura de superficie (10°C), la

humedad relativa (50%), el albedo de la superficie terrestre (0.05) y los parámetros que describen la carga aerosólica, como el factor de turbidez ($\beta=0.1$), la dependencia espectral ($\alpha=1.3$) y el valor del albedo de dispersión simple ($\omega=0.9$) [15]. En el presente trabajo, todos estos valores de entrada fueron fijados en valores medios o típicos según el caso para la latitud de Río Gallegos.

Para la radiación solar UVB representada por el índice UV (UVI), se utilizó la siguiente fórmula empírica propuesta por Madronich [16]:

$$UVI_0 = a \mu_0^b \left(\frac{TOC}{300} \right)^c \quad (2)$$

Donde μ_0 es el coseno del ángulo cenital, y TOC es el contenido de ozono total para cada día considerado en este estudio. Los valores de TOC fueron obtenidos del instrumento OMI/AURA de NASA para el overpass sobre Río Gallegos.

Los coeficientes del UVI_0 fueron calculados a través del ajuste de regresión lineal múltiple de un gran número de mediciones en condiciones de cielos despejados. Estos momentos fueron seleccionados considerando los espesores ópticos de nubes en 380nm calculados por el método de propuesto por Stamnes et al. [13], en donde la medición de un momento particular es contrastada con un valor de irradiancia modelada para la longitud de onda correspondiente dejado como parámetro libre el espesor óptico (EON) de atenuación que produciría la nube. De esta forma, se realiza un ciclo cerrado en el que el valor modelado se compara con el medido aumentando el EON hasta que la medición y el modelo coincidan.

Se seleccionaron los ángulos cenitales correspondientes a $EON < 0.1$ que representa la condición de cielo despejado para nuestro estudio. Los valores de los coeficientes a, b y c de la ecuación 2 que resultaron de la regresión lineal múltiple son: 4.748,58 ; 2,5166 y -1,0353 respectivamente.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente trabajo, la base de datos analizada fue de 66872 registros del año 2008 para el instrumento GUV, correspondientes a diferentes ángulos cenitales menores a 70° . Esta restricción fue colocada para evitar las mediciones cercanas al horizonte y donde los errores de respuesta coseno de los instrumentos son mayores. Para el caso del irradiancia total visible, se consideraron 1440 registros diarios (uno por minuto) por 338 días de medición durante el año 2008.

Como ya mencionamos, las nubes tienen efectos tanto de atenuación, como de realce en los niveles de radiación que llegan a la superficie terrestre. En la figura 1 se muestra un caso típico de la influencia que las nubes provocan en un día parcialmente nublado por la mañana, con nubes cumuliformes, que producen atenuación del 30% en el UV y 40% en el visible cuando bloquean el disco solar directamente. Por la tarde, las condiciones son de cielos despejados, situación que refleja la forma suave de la curva de las mediciones,

coincidente con los respectivos modelos que representan la situación de cielo despejado. También puede apreciarse en la misma figura, el efecto de realce que tiene la nubosidad tanto en la radiación UV como en la visible cuando el disco solar no es obstruido por la nube y se aumenta la dispersión de los fotones solares que colectan los respectivos instrumentos. Al igual que para las atenuaciones, los valores de realce son mayores en la irradiancia solar total visible, que en la UV.

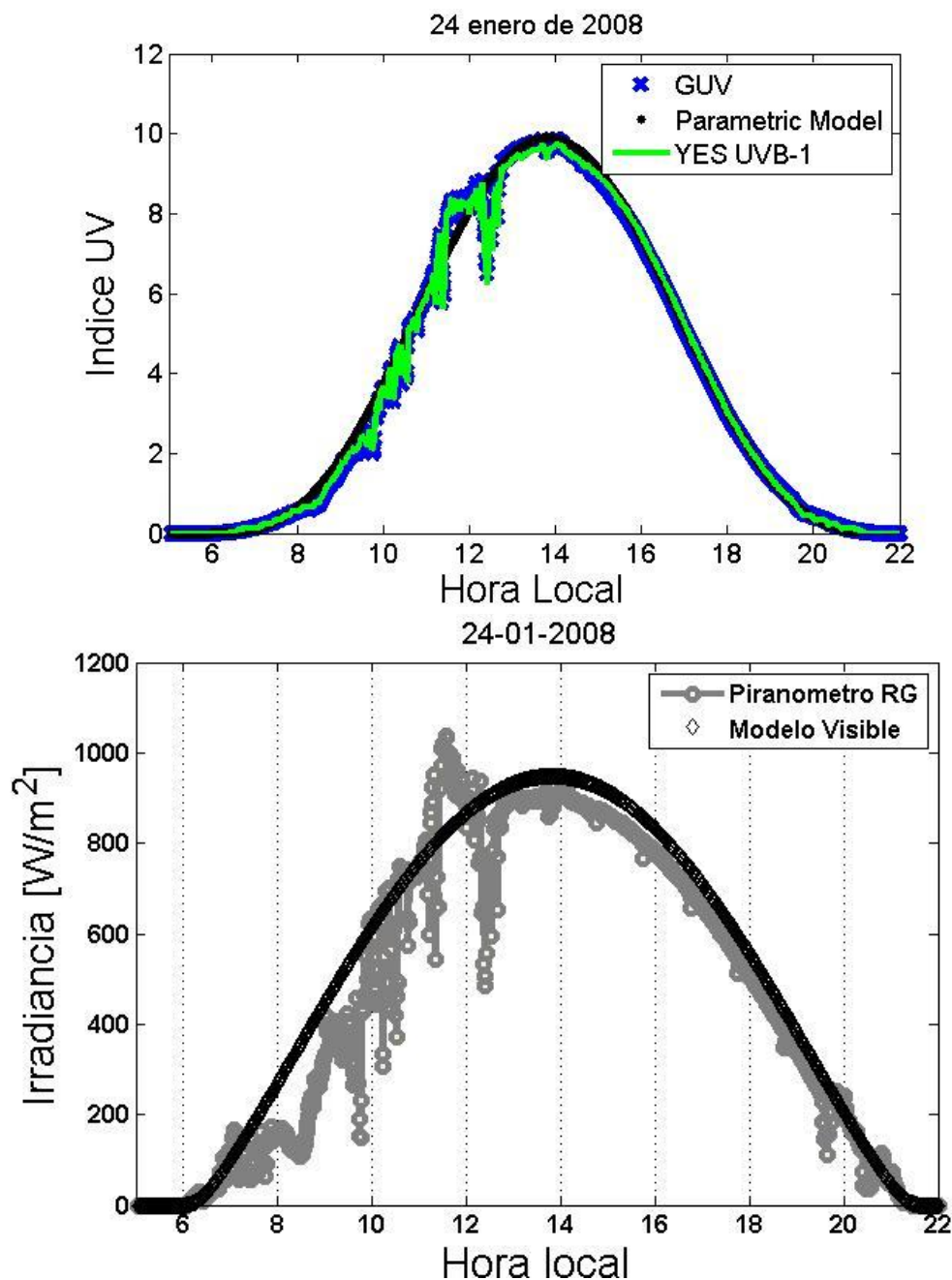


Figura 1. Ejemplo del efecto de la nubosidad sobre la radiación UV (panel superior) y la radiación visible (panel inferior). En el panel superior, se ha incluido la medición de GUV 541 y del YES UVB-1 conjuntamente con el modelo empírico.

Para cuantificar la variación estacional de la irradiación solar visible para Río Gallegos, se calcularon los valores medios mensuales de la irradiación solar visible diaria. Recordemos que la irradiación solar, es la cantidad de energía que arriba en plano horizontal a la superficie de la tierra durante un tiempo determinado (un día en nuestro caso) y se calcula como la integral de la irradiancia, o potencia instantánea medida por el piranómetro (W/m^2). De esta forma la irradiación viene expresada en J/m^2 o equivalentemente en kWh/m^2 ($1\text{kWh}/\text{m}^2 = 3600 \text{J}/\text{m}^2$) debido a que esta magnitud habitualmente se utiliza en estudios de aprovechamiento energético de la radiación solar.

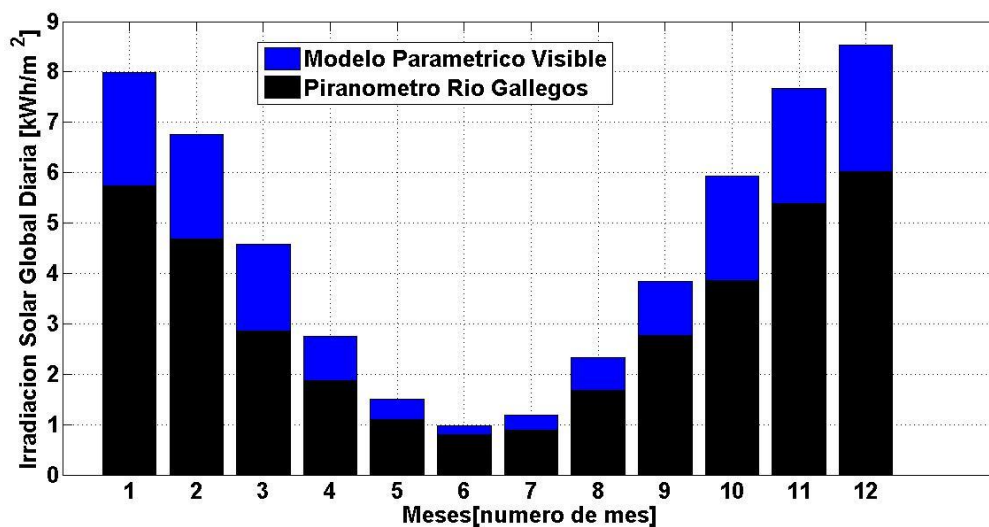


Figura 2. Variación estacional de la media mensual de la irradiación solar global diaria para Río Gallegos (columnas negras). Las columnas azules corresponden al mismo valor pero modelado con el modelo paramétrico.

En la figura 2 se muestra la variación estacional de la irradiación solar global medida con el piranómetro CM-11 Kipp&Zonenn (Fig. 2, columna negra). De la comparación con la irradiación solar global modelada que representa las condiciones de cielo despejado (Fig. 2, columna azul), se ve claramente que el impacto de la nubosidad es mayor en primavera-verano que en invierno. Esto coincide con el ciclo estacional de la cobertura nubosa para Río Gallegos, que tiene justamente un máximo en la primavera y verano, y un mínimo en el invierno, donde la ocurrencia de días despejados es mayor.

Para analizar las variaciones que producen las nubes en la radiación UV, se calcularon los CMF de acuerdo a la ecuación 1, para cada ángulo cenital dentro del set de mediciones. Se registraron CMF de mínimos de hasta 0,2 (80% de atenuación) y CMF máximos de hasta 1.3 que significan un 30% de incremento con respecto a la misma situación de cielo despejado.

La Figura 3 es un gráfico 3D que representa la variación del CMF en función del ángulo cenital y el nivel de la radiación UV representado por el índice UV (UVI).

Vemos como las nubes, aparte de atenuar fuertemente la radiación UV a todos los ángulos cenitales, contribuyen notablemente a la ocurrencia de extremos de UVI ya que los valores más altos de este parámetro ($UVI = 13$) aparecen cuando los CMF son más grandes que 1, es decir que las nubes en situaciones de cielos parcialmente nublados sin la obstrucción del disco solar, refuerzan la radiación que llega a la superficie. Esta situación se produce durante los ángulos cenitales menores (elevaciones solares mayores), es decir durante el verano, debido a la menor atenuación que produce la atmósfera cuando el sol está más alto en el cielo.

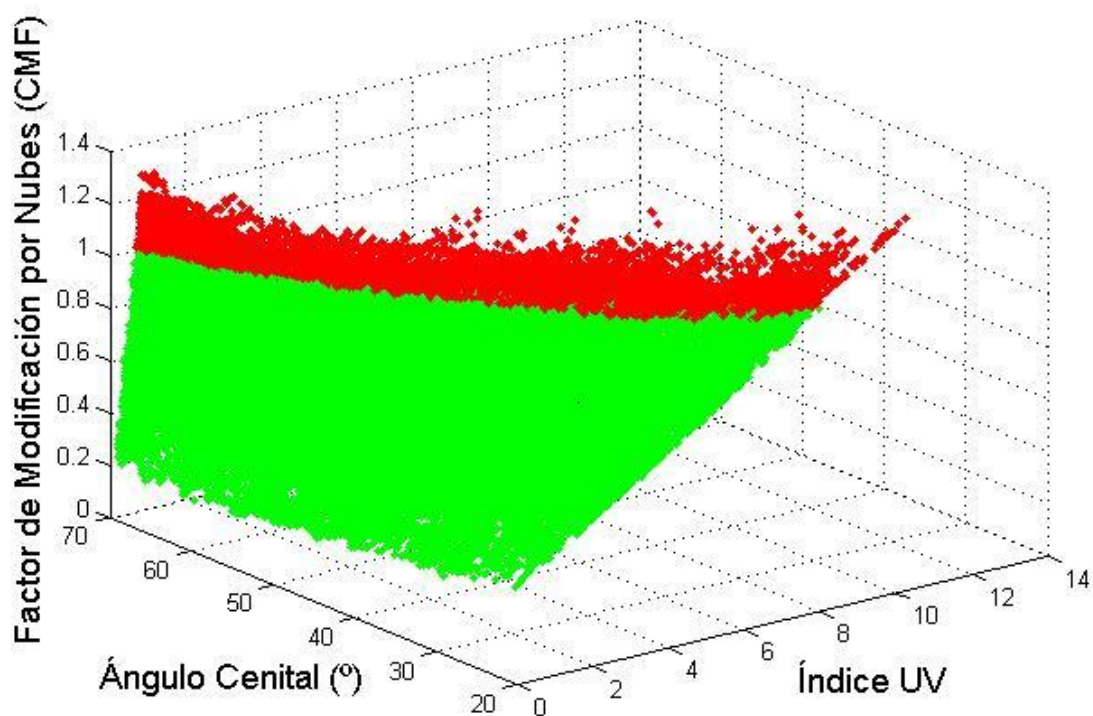


Figura 3. Gráfico 3D de la variación del CMF con respecto al ángulo cenital y el índice UV (puntos verdes). Se ha remarcado los CMF mayores que 1 (puntos rojos).

Como puede notarse, los efectos que las nubes producen en la radiación visible son más intensos que sobre la radiación UV, tanto en la atenuación como en los realces, en acuerdo con la amplia evidencia de que las nubes afectan más intensamente la radiación visible que la UV en todas las condiciones del cielo. Esto se debe al hecho de que la contribución relativa de la componente directa a la difusa sobre una superficie es siempre mayor en la radiación visible que en la UV [1].

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se analizó la influencia que produce la nubosidad sobre la radiación solar ultravioleta (especialmente UVB) y visible que arriba en plano horizontal a la superficie de la tierra. Para ello se analizaron los datos de los radiómetros de la Estación de Sensado Remoto Pasivo del OAPA emplazado en la ciudad de Río Gallegos, Pcia. de Santa Cruz, para el año 2008.

Esta estación de monitoreo atmosférico en el sur de la Patagonia argentina, tiene una alta cobertura nubosa típica de esta región del planeta. Es por ello que la radiación solar se ve afectada fuertemente por los distintos tipos de nubes.

Se confirmó como indica la literatura que la radiación visible es más afectada por la nubosidad que la radiación UV [1,10] amplificando las reducciones o realces más intensamente.

A través del cálculo de la irradiación diaria media mensual, y la comparación con la irradiación modelada, se puede observar que la nubosidad presente sobre la ciudad de Río Gallegos afecta mayormente en primavera verano al recurso energético solar, produciéndose una atenuación de hasta un 30% para los meses de primavera, coincidentemente con la ocurrencia del máximo de espesores ópticos medidos y de la cobertura nubosa para la región.

A través del uso del CMF que compara valores instantáneos de radiación medidos con valores modelados que representan las condiciones de cielo despejado, se pudo corroborar que la cobertura nubosa produce atenuaciones del orden del 80% (CMF=0,2) y realces o refuerzos de hasta un 30% (CMF=1,3) en la radiación UV. La alta ocurrencia de atenuaciones enmascara muchos eventos de alto UVI que deberían producirse por el paso de aire empobrecido de ozono, como resultado de las cercanías al agujero de ozono antártico, pero también generan las situaciones con valores de índices UV extremos presente sobre esta localidad.

Se planea extender este trabajo a toda la base de datos disponible en el OAPA (2005- 2012) e identificar las distintos tipos de nubes y sus influencias sobre la radiación.

AGREDECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la JICA (Agencia de cooperación del Japón) ; a la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la FRBA; al PID UTN (UTI 1895) y por la financiación parcial de este trabajo.

REFERENCIAS

- [1] Calbó, J., Pagés, D., González, J., 2005. Empirical studies of cloud effects on UV radiation: a review. Rev. Geophys. 43, RG. <http://dx.doi.org/10.1029/2004RG000155>. (2005)
- [2] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 4rd. Assessment Report, 2007. Disponible en:http://www.wmo.int/pages/partners/ipcc/index_en.html

- [3] Seckmeyer, G., Erb, R. and Albold, A., 'Transmittance of a cloud is wavelength dependent in the UV range', *Geophys. Res. Letters*, vol.23, no.20, pp.2753-2755. (1996)
- [4] Frederick, J. E., H. E. Snell, and E. K. Haywood, *Photobiol.* 50:443-450 (1989)
- [5] Alados-Arboledas, L., Alados, I., Foyo-Moreno, I., Olmo, F.J., Alcántara, A., The influence of clouds on surface UV erythemal irradiance. *Atmos. Res.* 66, 273–290. (2003).
- [6] Crawford, J., Shetter, R.E., Lefer, B., Cantrell, C., Junkermann, W., Madronich, S., Calvert, J.,. Cloud impacts on UV spectral actinic flux observed during the International Photolysis Frequency Measurement and Model Intercomparison (IPMMI). *J. Geophys. Res.* 108, 8545. (2003).
- [7] Estupiñan, J.G., Raman, S., Grescenti, G.H., Streicher, J.J., Barnard, W.F., Effects of clouds and haze on UV-B radiation. *J. Geophys. Res.* 101, 16807–16816.6. (1996).
- [8] Sabburg, J., Calbó, J.,. Five years of cloud enhanced surface UV radiation measurements at two sites (in the Northern and Southern Hemispheres). *Atmos. Res.* 93, 902–912. (2009).
- [9] Wolfram, E. A., Salvador, J., Orte, F., D'Elia, R., Godin-Beekmann, S., Kuttippurath, J., Pazmiño, A., Goutail, F., Casiccia, C., Zamorano, F., Paes Leme, N., and Quel, The unusual persistence of an ozone hole over a southern mid-latitude station during the Antarctic spring 2009: a multi-instrument study, *E. J.: Ann. Geophys.*, 30, 1435-1449, doi:10.5194/angeo-30-1435-2012, (2012).
- [10] Cede, A., Blumthaler, M., Luccini, E., Piacentini, R., Nuñez, L.,. Effects of clouds on erythemal and total irradiance as derived from data of the Argentine network. *Geophys. Res. Lett.* 29 (24), 2223. <http://dx.doi.org/10.1029/2002GL015708>. (2002).
- [11] Pfister, G., Mckenzie, R.L., Liley, J.B., Thomas, A., Cloud coverage based on all-sky imaging and its impact on surface solar irradiance. *J. Appl. Meteorol.* 42, 1421–1434. (2003).
- [12] Gwynn-Jones, D.,. Short-term impacts of enhanced UV-B radiation on photo-assimilate allocation and metabolism: a possible interpretation for time-dependent inhibition of growth. *Plant Ecol.* 154, 67–73. (2001).
- [13] K. Stamnes, J. Slusser, M. Bowen, "Derivation of total ozone abundance and cloud effects from spectral irradiance measurements ", *App. Opt.* 30, 4418-4426, (1991).
- [14] A. Dahlback, "Measurements of biologically effective UV doses, total ozone abundances, and cloud effects with multichannel, moderate bandwidth filter instruments", *App. Opt.*, 35(33), 6514-6521, (1996).
- [15] Iqbal M., *An Introduction to Solar Radiation*. Toronto Canada, Academic Press. (1983).
- [16] Madronich, S., Analytic formula for the clear-sky UV index. *Photochem. Photobiol.* 83 (4), 1537–1538. (2007).

ESTUDIO DE LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA RADIACIÓN SOLAR GLOBAL VISIBLE Y EL IMPACTO DE LA COBERTURA NUBOSA EN BUENOS AIRES

Vasquez¹, Pablo. M.; Wolfram^{1,2}, Elian. ^{1,2}; Salvador^{1,3}, Jacobo; Masi¹, Sebastian; Repetto², Carla; Orte¹, Pablo.F. ; D'Elia², Raul y Quel¹, Eduardo. J

1: Universidad Tecnológica Nacional, FRBA
pmvasquez89@gmail.com

2: Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, CEILAP-UNIDEF (MINDEF-CONICET), UMI-IFAECI-CNRS-3351, Villa Martelli, Argentina
Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli, Buenos Aires
e-mail: ewolfram@gmail.com, web: <http://www.division-lidar.com.ar>
Medrano 951, CABA

3: UNPA, Unidad Académica Río Gallegos, Argentina

Resumen. *La Estación de Sensado Remoto Pasivo (ESRP) de la División Lidar del CEILAP(Centro de Investigaciones en Rayos y Aplicaciones) en Villa Martelli (Pcia. de Buenos Aires) reúne un conjunto de radiómetros de banda ancha sensibles a la radiación solar visible, ultravioleta e infrarroja. Las mediciones que se realizan en la misma aportan datos para el estudio de la influencia de diferentes parámetros atmosféricos como las nubes y los aerosoles en la radiación solar que llega a la superficie de la Tierra en plano horizontal. En particular, la radiación solar de onda corta (300 nm-3000nm) representa el principal aporte de energía que recibe nuestro planeta, siendo el motor de todos los fenómenos atmosféricos. Es por ello que establecer y cuantificar los niveles de radiación solar es de suma importancia en los estudios ambientales. En este trabajo se cuantificó la variabilidad estacional del flujo solar global visible utilizando la base de datos (2009-2012) de los valores de irradiación medida de la ESRP(CEILAP) y se estudió el impacto de la cobertura nubosa mediante la comparación de dichos valores con los entregados por modelos paramétricos de radiación. Esto permitió cuantificar los efectos de atenuación que se producen como influencia de la cobertura nubosa en el recurso solar diario. Promediando los valores anuales de atenuación sobre los cuatro años analizados se obtiene que la nubosidad provoca un 26% de atenuación en la Irradiación Global Diaria respecto del valor modelado, y que no presenta un comportamiento estacional definido.*

Palabras clave: Radiación visible, sensado remoto, cobertura nubosa.

1. INTRODUCCIÓN

Cuando incide radiación solar (energía procedente del sol en forma de ondas electromagnéticas) sobre un plano, durante un tiempo determinado, puede hablarse entonces de que incidió una cierta cantidad de energía. Ésta energía, por unidad de área, recibe el nombre de Irradiación, J/m^2 , y no es otra cosa que la integral de la irradiancia instantánea durante el periodo en cuestión (suele ser una hora o un día)

La radiación solar global visible (300-1300nm) que arriba a la superficie del planeta desempeña un rol vital en el desarrollo del clima y los ecosistemas terrestres. Conocer y cuantificar la variabilidad estacional de este parámetro resulta de suma utilidad para diferentes estudios científicos y de impacto económico, ya que la radiación solar se presenta como una fuente de energía alternativa al uso de combustibles fósiles. Fuera del ciclo solar estacional, y para una dada latitud, las nubes son el principal modulador del recurso energético solar [1], para poder determinar el efecto de las nubes en la irradiación que llega a la superficie de la tierra se suele comparar los valores medidos con los entregados por modelos paramétricos de radiación. En diversos estudios se ha encontrado que los realces en la radiación son más pronunciados en situaciones de cielos parcialmente nublados y cuando el disco solar no está obstruido por la nube [1], siendo menor en la banda UV que en los intervalos visible e infrarrojo [2].

El entendimiento de los efectos que las nubes producen sobre la irradiancia solar global de onda corta que arriba a la superficie de la Tierra es de importancia crítica para una amplia variedad de estudios de balance radiativo en superficie. Por esto se analizan los efectos que las nubes tienen sobre la radiación solar visible utilizando mediciones en superficie del piranómetro instalado en la Estación de Sensado Remoto Pasivo del CITEDEF (Centro de Investigaciones Técnicas y Científicas para la Defensa), Villa Martelli, Buenos Aires.

2. METODOLOGÍA

En este trabajo se cuantifica la variabilidad estacional de la Irradiación solar global visible utilizando la base de datos (2009-2012) del piranómetro ubicado en la ESRP de la División Lidar del CEILAP (Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones), Villa Martelli, Buenos Aires, y se estudia el impacto de la cobertura nubosa a través de la comparación de las mediciones con modelos paramétricos de radiación.

2.1. Mediciones

A los instrumentos de medición de la radiación solar global, en el rango de longitudes de onda de 300nm a 3000nm, se los denomina piranómetro [3]. El piranómetro utilizado es un CM11 (Figura 1), equipo fabricado por Kipp & Zonen[4] cuyo rango espectral es de 285nm a 2800nm y su sensibilidad es de 7 a 14 $\mu V/W/m^2$.



Figura 1. Piranómetro Kipp & Zonen CM11 ubicado en la división CEILAP del CITEDEF utilizado para realizar las mediciones de irradiancia instantánea en el rango de longitudes de onda de 300nm a 3000nm.

2.2. Modelos Paramétricos

En muchas aplicaciones de la energía solar, debe determinarse la cantidad total de radiación incidente. Por lo tanto es necesario desarrollar métodos para calcular de forma rápida la energía que llega a la tierra, bajo parámetros atmosféricos específicos. Estos métodos se llaman Modelos Paramétricos.

El modelo Paramétrico utilizado en este trabajo es el Modelo C de Iqbal [5].

El cálculo de la **Irradiancia Normal Directa** está dado por:

$$I_n = 0.9751 E_o I_{SC} \tau_r \tau_o \tau_g \tau_w \tau_a \quad (1)$$

Donde:

Factor 0.9751: factor de escala debido a que el intervalo del espectro incluido es de 300 a 3000 nm.

I_{SC} : Constante solar, 1367 [W/m²];

E_o : Factor de corrección de excentricidad de la órbita terrestre (adimensional), está dado por:

$$E_o = 1,00011 + 0,03422 \cos \Gamma + 0,00128 \sin \Gamma + 0,000719 \cos 2\Gamma + 0,000077 \sin 2\Gamma \quad (2)$$

Donde Γ es el ángulo del día:

$$\Gamma = 2\pi * \left(\frac{N-1}{365} \right) \quad (3)$$

N es el número del día del año, que van desde el 1 para el 1ro de Enero hasta el 365 para el 31 de Diciembre.

$\tau_r, \tau_o, \tau_g, \tau_w, \tau_a$ Transmitancias de dispersión de Rayleigh, Ozono, gas, agua y aerosoles (adimensional), cuya forma de cálculo es:

$$\tau_r = e^{-0,0903m_a^{0,89(1+m_a-m_r1,01)}} \quad (4)$$

$$\tau_o = 1 - [0,1611U_3(139,48U_3)^{-0,3035} - 0,002715U_3(1 + 0,044U_3 + 0,0003U_3^2)^{-1}] \quad (5)$$

$$\tau_g = e^{-0,0127m_a^{0,26}} \quad (6)$$

$$\tau_w = 1 - 2,4959U_1[(1 + 79,034U_1)^{0,6828} + 6,385U_1]^{-1} \quad (7)$$

$$\tau_a = e^{-l_{ao}^{0,873} (1 + l_{oa} - l_{ao}^{0,7808}) m_a^{0,9108}} \quad (8)$$

Donde m_a (adimensional) es la masa de aire a la presión actual y m_r (adimensional) es la masa de aire a una presión estándar (1013,25 mbar). Están relacionados mediante la ecuación:

$$m_a = m_r \left(\frac{p}{1013,25} \right) \quad p: \text{ presión de aire local [mbar]} \quad (9)$$

U_3 (cm) es la longitud del espesor óptico relativo de ozono bajo condiciones normales de presión y temperatura::

$$U_3 = I_{oz} m_r \quad (10)$$

Donde I_{oz} (cm) es el espesor vertical de la capa de ozono.

U_1 (cm) está dado por:

$$U_1 = w m_r \quad (11)$$

Donde w (cm) es el espesor de vapor de agua precipitable reducido a la presión estándar (1013,25 mbar) y a la temperatura T de 273°K: w es calculada de la siguiente manera:

$$w = w' \left(\frac{p}{1013,25} \right)^{\frac{3}{4}} \left(\frac{273}{T} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (12)$$

Donde w' es el espesor óptico de vapor de agua a la presión y temperatura indicada. l_{ao} (adimensional) es el espesor óptico de aerosoles:

$$l_{ao} = 0,2758l_{ao;\lambda|\lambda=0,38\mu m} + 0,35l_{ao;\lambda|\lambda=0,5\mu m} \quad (13)$$

Donde λ (um) es la longitud de onda.

El componente del haz I_b (W/m²) está dado por:

$$I_b = \cos \theta_z I_n \quad (14)$$

θ_z (grados) es el ángulo cenital.

La irradiancia difusa horizontal I_d (W/m^2) a nivel de la tierra es una combinación de 3 componentes individuales correspondientes a la dispersión de Rayleigh D_r (W/m^2); la dispersión de por aerosoles D_a (W/m^2); y el proceso de reflexión múltiple entre la tierra y el cielo D_m (W/m^2).

$$I_d = D_r + D_a + D_m \quad (15)$$

Donde

$$D_r = \frac{0,79I_{SC} \sin \alpha \tau_o \tau_g \tau_w \tau_{aa} 0,5(1-\tau_r)}{1-m_a+m_a^{1,02}} \quad (16)$$

α (grados) es la altitud solar y se relaciona con el ángulo cenital mediante la siguiente ecuación:

$$\cos \theta_z = \sin \alpha \quad (17)$$

τ_{aa} (adimensional) es la transmitancia de la radiación directa debida a la absorción de aerosoles y está dada por:

$$\tau_{aa} = 1 - (1-w_o)(1-m_a+m_a^{1,06})(1-\tau_a) \quad (18)$$

Donde w_o (adimensional) es la SSA (fracción del albedo simple de dispersión) de aerosoles, se suele usar un valor de 0,9

$$D_a = \frac{0,79I_{SC} \sin \alpha \tau_o \tau_g \tau_w \tau_{aa} F_c (1-\tau_{as})}{1-m_a+m_a^{1,02}} \quad (19)$$

F_c (adimensional) es la fracción de la dispersión total perteneciente a la dispersión directa y suele tomar un valor de 0,84; τ_{as} (adimensional) es la fracción de la energía incidente transmitida antes de los efectos dispersivos de los aerosoles y está dado por

$$\tau_{as} = \frac{\tau_a}{\tau_{aa}} \quad (19)$$

$$D_m = \frac{(I_n \sin \alpha + D_r - D_a) \rho_g \rho_a}{1-\rho_g \rho_a} \quad (20)$$

Donde ρ_g (adimensional) es el albedo del suelo; ρ_a (adimensional) es el albedo de cielo despejado y puede ser calculado como

$$\rho_a = 0,0685 + (1-F_c)(1-\tau_{as}) \quad (21)$$

Donde $(1 - F_c)$ es la retrodispersión. Por consiguiente, el segundo término a la derecha de esta ecuación representa el albedo de cielos despejados debido a la presencia de aerosoles, mientras que el primer término representa el albedo del aire limpio.

La irradiancia global (directa más difusa) I_t (W/m^2) en una superficie horizontal puede escribirse como

$$I_t = I_b + I_d = (I_n \cos \theta_z + D_r + D_a) \left(\frac{1}{1 - \rho_g \rho_a} \right) \quad (22)$$

En el presente trabajo se emplean como principales parámetros de entrada en el modelo el valor de la capa de ozono medio anual (300 DU), la presión atmosférica (1000 hPa), la temperatura de superficie ($10^\circ C$), la humedad relativa (50%), el albedo de la superficie terrestre (0.05) y los parámetros que describen la carga aerosólica, como el factor de turbidez ($\beta=0.1$), la dependencia espectral ($\alpha=1.3$) y el valor del albedo de dispersión simple ($\omega=0.9$).

2.3. Base de datos utilizada

La Base de datos utilizada en el presente análisis comprende los valores medidos entre los años 2009 y 2012 por el piranómetro de la ESRP, ubicado en la División Lidar del Departamento de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones (DEILAP), del Centro de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF). Las mediciones fueron archivadas por el Datalogger ubicado en ésta división, el cual guarda los datos de la siguiente manera:

Promedia los valores medidos durante un minuto y guarda el resultado, luego genera un archivo por día, en cuyo encabezado indica, ubicación, fecha, el tipo de instrumento, la constante de adaptación y la amplificación del Datalogger para cada canal del mismo.

Como todo instrumento de medición, el piranómetro, necesita ser desconectado por algún lapso de tiempo ya sea para su calibración, limpieza, o simplemente cambios de ubicación. Por lo anterior, sumado a cortes de electricidad dentro de la división o problemas con la computadora del Datalogger, es que se pierden días de mediciones.

Se confeccionó una tabla (Tabla 1) con la cantidad de archivos diarios que se guardaron por mes que posee la base de datos, de esta manera se puede determinar el grado de representación de la realidad que tienen los valores medidos al hacer promedios mensuales o estacionales.

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.
2009	27	25	31	30	29	28	28	30	24	22	24	31
2010	25	25	31	30	31	30	31	31	30	30	29	28
2011	29	28	31	30	31	30	31	31	28	31	30	0
2012	19	27	30	23	29	27	31	31	30	31	25	29

Tabla 1. Cantidad de archivos diarios guardados por mes en la base de datos de 2009, 2010, 2011 y 2012.

En la Tabla.1 se puede apreciar los meses que no se consideran representativos de los valores de irradiación reales que llegan a la tierra. Se toma como representativo aquellos meses que tengan más del 80% de los días completos de mediciones. Por lo tanto son despreciables los meses de Octubre 2009, Diciembre 2011 y Enero 2012.

2.4 Análisis de los datos

El procesamiento de los datos y la determinación de las variables de interés se realiza mediante la herramienta de cálculo para computadora, Matlab[6].

Se calcula la Irradiación Solar Global Diaria en kWh/m² (1kWh/m² = 3600 J/m²) a través de la integración de los valores de irradiancia instantánea (W/m²) medida a lo largo de un día. Esto arroja como resultado la cantidad de energía solar incidente sobre la superficie de la tierra para Buenos Aires en el espectro que va desde los 300nm a 3000nm de longitud de onda durante un día completo. Además se realiza el mismo procedimiento con los valores de irradiancia instantánea entregados por el modelo paramétrico.

Con los datos diarios de la energía incidente medida y modelada se realiza un promedio mensual (Figura 3) y estacional, lo que permite contrastar los valores entregados por el modelo, para días completamente despejados, con los valores medidos. Dicha comparación pone en evidencia el efecto de las nubes en la Irradiación que llega a la tierra para la posición geográfica en estudio. Se realiza el cálculo de los factores representativos de la influencia de las nubes en la irradiación, para ello se utiliza el factor de atenuación (FA). Este factor es un número que va desde 0 hasta 1 y se calcula como el cociente entre el valor medido de la radiación solar global diaria sobre el valor modelado (supuesto día despejado) del mismo día:

$$FA = \frac{Irr_{medida}}{Irr_{modelada}} \quad (23)$$

Irr_{medida} :Irradiación medida, $Irr_{modelada}$: irradiación modelada

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como ya mencionamos, las nubes tienen efectos tanto de atenuación, como de realce en los niveles de radiación que llegan a la superficie terrestre.

En la Figura 2 se puede apreciar las mediciones del piranómetro para un día despejado, donde la curva modelada por el modelo paramétrico coincide casi en todos los puntos con las mediciones hechas por el instrumento.

En la Figura 3 se ve claramente la influencia de las nubes en las mediciones durante un día nublado. Donde provoca una disminución del valor medido por el piranómetro en la mayoría de las mediciones, exceptuando aquellos puntos donde se produce un realce debido a la reflexión de las nubes.

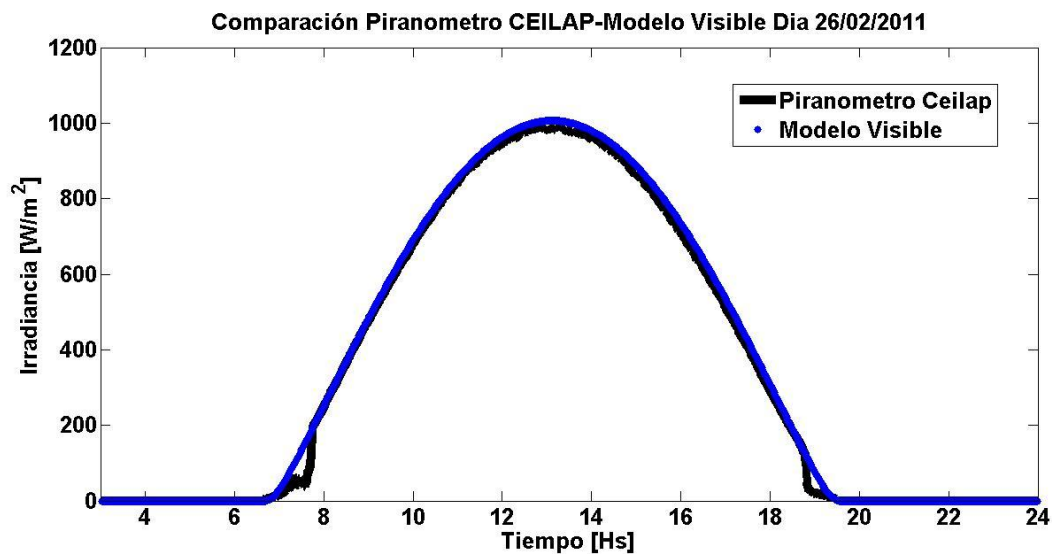


Figura 2. En línea negra se muestra la irradiación instantánea medida por el piranómetro de la ESRP del CEILAP(CITEDEF) para el día 26 de Febrero del 2011, en línea punteada azul se aprecian los valores de irradiación entregados por el modelo para el mismo día.

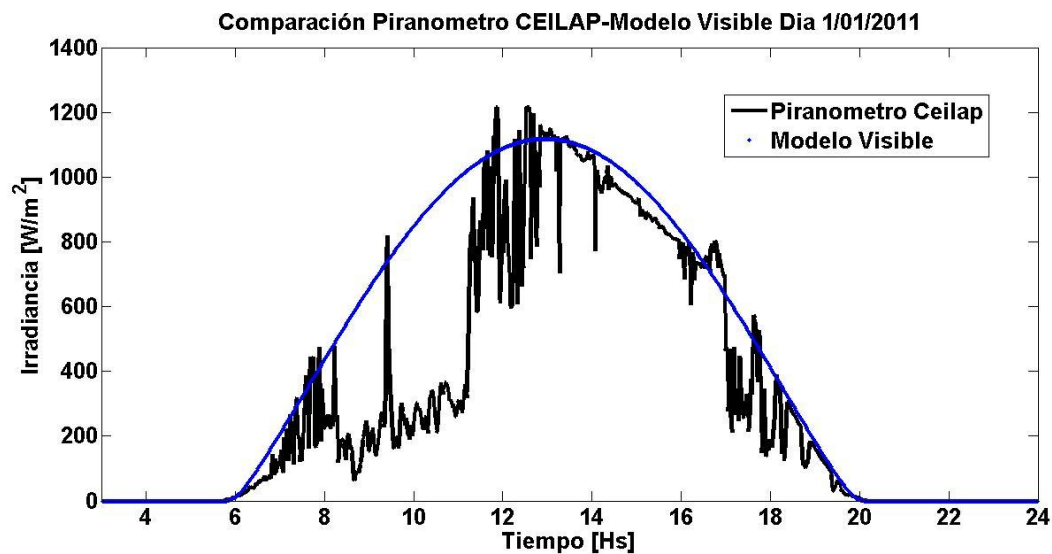


Figura 3. En línea negra se muestra irradiación instantánea medida por el piranómetro de la ESRP del CEILAP(CITEDEF) para el día 1 de Enero del 2011, en línea punteada azul se aprecia los valores de irradiación entregados por el modelo para el mismo día.

En la Figura 4 se muestran los valores promedios mensuales de la irradiación solar global diaria (kWh/m^2) de los años 2009, 2010, 2011 y 2012 para Buenos Aires. Los mismos surgen de hacer el promedio mensual del resultado de la integración de las mediciones de irradiación instantánea (W/m^2) durante todo el día. En dicha figura se puede apreciar la variación estacional de la irradiación media mensual medida, donde se aprecian los valores mínimos en invierno y máximos en verano, en acuerdo con el ciclo solar anual.

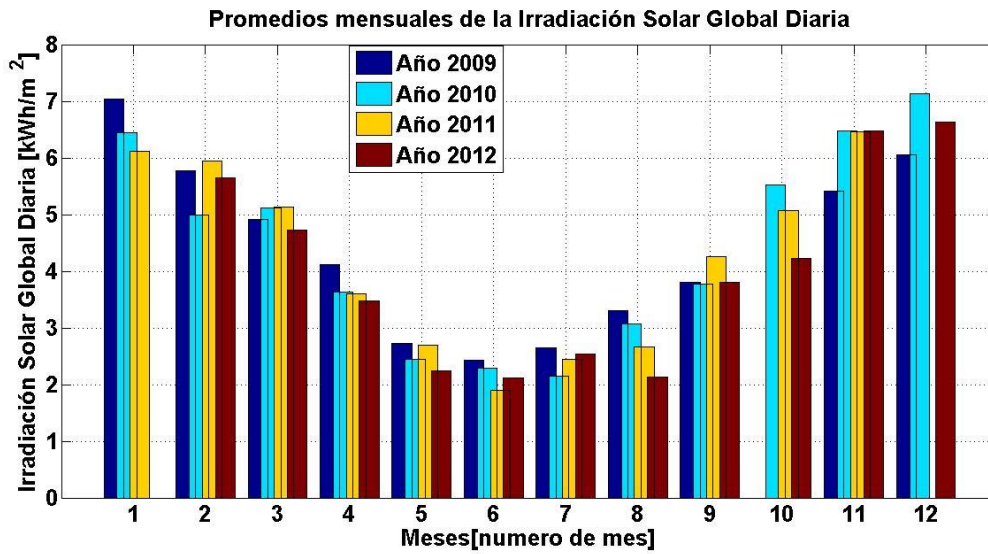


Figura 4. Promedio mensual de la irradiación Solar Global Diaria medida por el Piranómetro K&Z CM11 del CEILAP durante los años 2009, 2010, 2011 y 2012. Los valores se encuentran kWh/m² que equivale a 3600 kJ/m².

En la figura 5 se puede ver la comparación entre los valores promedios mensuales de irradiación solar global diaria calculados mediante la integral de la irradiancia instantánea medida por el piranómetro de la ESRP del CEILAP y la modelada para los mismos casos de estudio.

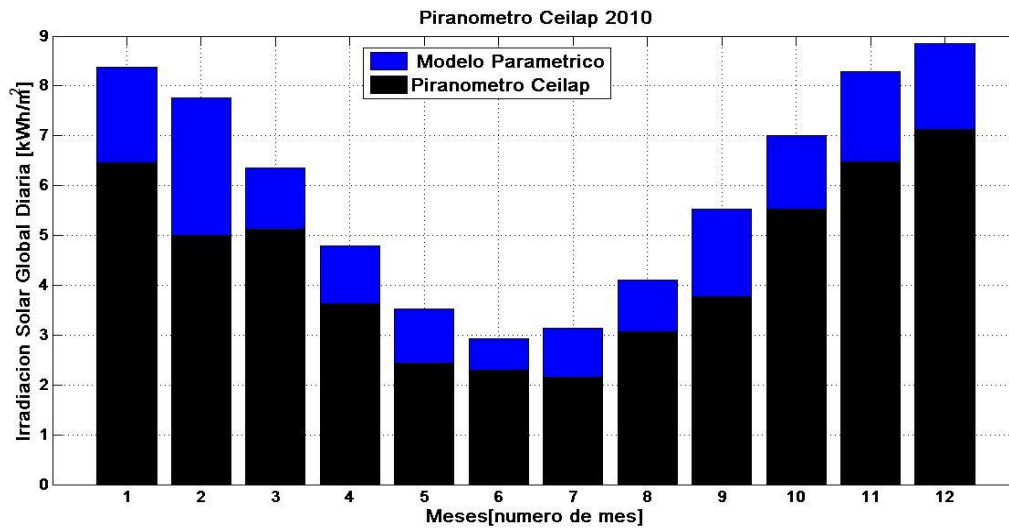


Figura 5. Promedio mensual de la irradiación solar global diaria (kWh/m²) medida y la modelada. Valores pertenecientes a Buenos Aires durante el año 2010.

Utilizando la ecuación (23) y los valores de irradiación solar global diaria resultado de la integral de la irradiancia instantánea medida como de la modelada se calcula el FA (factor de atenuación) diario, a partir de los cuales se realiza un promedio anual, dando como resultado la influencia promedio de las nubes sobre la irradiación para cada año analizado. En la Tabla 2 se presentan los promedios anuales del factor de atenuación.

AÑO	2009	2010	2011	2012
FA	0,7774	0,7459	0,7433	0,6904

Tabla 2. Promedio anual del FA para los años 2009, 2010, 2011 y 2012.

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se cuantificó la variabilidad estacional de la irradiación solar global visible utilizando la base de datos del piranómetro Kipp&Zonen CM11 (2009-2012) del CEILAP (Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones), ubicado en Villa Martelli, Buenos Aires. Se estudió el impacto de la cobertura nubosa a través de la comparación con modelos paramétricos de radiación solar global que permiten determinar la irradiancia solar en condiciones de cielo despejado. De la comparación entre el modelo y las mediciones se deduce claramente los efectos de atenuación que se producen como influencia de la cobertura nubosa. Promediando los valores anuales del FA sobre los cuatro años analizados se obtiene que la nubosidad provoca un 26% de atenuación en la Irradiación Global Diaria respecto del valor modelado, y que no presenta un comportamiento estacional definido.

5. AGREDECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la JICA (Agencia de cooperación del Japón); a la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la FRBA; al PID UTN (UTI 1895) por la financiación parcial de este trabajo.

6. REFERENCIAS

- [1] Cede, A., Blumthaler, M., Luccini, E., Piacentini, R., Nuñez, L., "Effects of clouds on erythemal and total irradiance as derived from data of the Argentine network". *Geophys. Res. Lett.* 29 (24). (Año 2002).
- [2] Pfister, G., McKenzie, R.L., Liley, J.B., Thomas, A., "Cloud coverage based on all-sky imaging and its impact on surface solar irradiance". *J. Appl. Meteorol.* 42. (Año 2003)
- [3] ISO 9060. 'Energía Solar – Especificaciones y clasificación de instrumentos para la medición de la Radiación Solar Directa y Hemisférica'. (Año 1990).
- [4] <http://www.kippzonen.com>
- [5] Wong L.T., Chow W.K., *Solar Radiation Model*. APPLIED ENERGY. Elsevier. (2001).
- [6] <http://www.mathworks.com>

CARACTERIZACIÓN SONORA DE MATERIALES ABUNDANTES EN LA PROVINCIA DE MENDOZA FACTIBLES DE USAR EN LA CONSTRUCCIÓN DE BARRERAS ACÚSTICAS

Boschi¹, César E. y Robles², María del C.

1: Laboratorio de Acústica y Sonido “Mario G. Camín”

Facultad Regional Mendoza

Universidad Tecnológica Nacional

Dirección postal

e-mail: cboschi@frm.utn.edu.ar, web: <http://www.frm.utn.edu.ar/laboratoriodeacustica/>

2: Licenciatura en Educación Ambiental

Facultad de Educación Elemental y Especial

Universidad Nacional de Cuyo

Dirección postal

e-mail: maritarobles@yahoo.com.ar

Resumen. *El presente trabajo describe la investigación realizada con el objeto de caracterizar las propiedades acústicas de materiales abundantes en la Provincia de Mendoza factibles de usar en la construcción de barreras acústicas. En un estudio previo realizado sobre la contaminación sonora en la ciudad de Mendoza por el Laboratorio de Acústica de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Mendoza, se puso de manifiesto la problemática que representa el gran nivel de contaminación acústica debido al flujo vehicular, en un área representativa de la ciudad. El uso de barreras acústicas es uno de los métodos por los cuales se intenta reducir la contaminación acústica asociada a las carreteras. Las barreras se interponen como obstáculo en la trayectoria de propagación del sonido. La utilización de materiales abundantes y de bajo costo en la construcción de dichas barreras acústicas agrega valor a este tipo de soluciones al ruido generado por el tránsito vehicular. Se exponen los resultados de estudios realizados en el Laboratorio de Acústica de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Mendoza a algunos de estos materiales y se emiten conclusiones y recomendaciones.*

Palabras clave: Sonido, Ruido, Contaminación Sonora, Barreras, Tránsito Vehicular

1. INTRODUCCIÓN

El sonido es una sensación auditiva producida por ondas de presión generadas por el movimiento vibratorio de cuerpos que se transmite por un medio elástico, normalmente el aire. Desde el punto de vista de la contaminación sonora se define al ruido como todo

sonido no deseado. Diversos estudios han señalado en forma inequívoca que el ruido aún si es de baja intensidad, afecta negativamente al ser humano en su actividad física e intelectual, así como en el esparcimiento y el descanso [1]. El ruido se mide generalmente en dB compensados con la escala A, dB(A), y promediado en el tiempo de tal forma de encontrar un sonido constante de igual energía que el real, dando lugar al concepto de nivel sonoro continuo equivalente: NSCE. En un estudio previo realizado sobre la contaminación sonora en la ciudad de Mendoza por el Laboratorio de Acústica de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Mendoza [2], se puso de manifiesto la problemática que representa el gran nivel de contaminación acústica debido al flujo vehicular, en un área representativa de la ciudad. En particular en dicho estudio se informa que entre las arterias mas contaminadas desde el punto de vista del ruido están la Av. José V. Zapata, sus continuaciones Av. Colón y A. Villanueva, y la Av. Boulogne Sur Mer; esta situación no es casual ya que en ambas desembocan dos de las autopistas de mayor tráfico en el Gran Mendoza tales como el Acceso Este y el Corredor del Oeste.

Una de las soluciones a las que se recurre para mitigar los ruidos producidos por el tránsito vehicular sobre las personas que habitan en las cercanías de carreteras y autopistas es instalar pantallas o barreras acústicas. Una barrera puede ser delgada o gruesa. Se considera delgada aquella barrera cuyo espesor ofrece un solo borde al frente de onda. La barrera gruesa en cambio, tiene un espesor tal, que presenta dos bordes claramente separados a cada frente de onda. En cada borde se produce difracción, así que la barrera gruesa tiene doble difracción. Debe considerarse que el aislamiento acústico del material utilizado para construir la pantalla debe ser 10 dB o más que la atenuación adicional que se pretende a causa de la colocación de la barrera. Esto es para evitar que el sonido pase en gran medida “a través” de ésta. Esta característica de aislamiento acústico se determina experimentalmente por ensayos de laboratorio. También debe tenerse en cuenta que si la barrera no es suficientemente extensa, en cuanto a longitud, el campo sonoro resultante se incrementará por las contribuciones laterales. El peor caso se da cuando la barrera tiene forma cuadrada, ya que el sonido de ambos laterales y el que pasa por sobre la barrera llegan en fase, sumándose directamente sus amplitudes. Por este motivo se recomienda que la barrera se extienda hacia cada lado de la fuente al menos el doble de su altura.

En cuanto a los materiales constructivos, en general las barreras acústicas se pueden construir de diversos materiales de albañilería, metálicas, con materiales transparentes o diques de tierra, piedra, roca e incluso escombros. En este estudio se exponen los resultados de investigaciones sobre la utilización de materiales abundantes y de bajo costo en la construcción de dichas barreras acústicas, lo cual agrega valor a este tipo de soluciones al ruido generado por el tránsito vehicular.

1.1. Consideraciones teóricas

En espacios al aire libre se considera que cada vez que se duplica la distancia entre una fuente sonora omnidireccional y un oyente o receptor, disminuye el nivel sonoro en 6 dB y viceversa, cada vez que se reduce a la mitad esa distancia aumenta el nivel sonoro en 6 dB. Existen otros factores que afectan la propagación del sonido en el aire tales como tipo

de suelo, humedad relativa del aire, vientos, vegetación y topografía [3].

Teniendo en cuenta estas consideraciones, la atenuación entre fuente y receptor sobre un terreno cualquiera, puede calcularse como [4]:

$$A_{tot} = A_{dist} + A_{refr} + A_{atm} + A_{suelo} + A_{barrera} \quad (1)$$

Donde:

- A_{tot} : Atenuación total debida a todos los aportes.
 A_{dist} : Atenuación debida a la ley de las distancias.
 A_{refr} : Atenuación debida a la refracción en la atmósfera.
 A_{atm} : Atenuación debida a la absorción molecular de la atmósfera.
 A_{suelo} : Atenuación debida al tipo del suelo.
 $A_{barrera}$: Atenuación debida a la inserción de una barrera

La atenuación debida a la inserción de una barrera por definición es la diferencia entre los niveles de presión sonora antes y después de la construcción de la barrera, medidos en el punto donde está el receptor. Una barrera puede ser delgada o gruesa. Se considera delgada aquella barrera cuyo espesor no supera 5λ o sea cinco veces la longitud de onda de la componente de mayor frecuencia de la señal que se desea atenuar y por lo tanto ofrece un solo borde al frente de onda. La barrera gruesa en cambio, tiene un espesor tal, que presenta dos bordes claramente separados a cada frente de onda. En cada borde se produce difracción, así que la barrera gruesa tiene doble difracción. Cuando se trata de estudios de ruido en ambiente normales, sin frecuencias particularmente destacadas, se emplea como frecuencia alta 4000 Hz. Así que en este caso los muros de espesor normal en la construcción (hasta 0,40 m) se consideran delgados.

La pérdida por inserción se determina a partir del número de Fresnel:

$$N = \frac{2}{\lambda} \cdot \sqrt{d_1 + d_2 - d} = \frac{2 \cdot f}{c} \sqrt{d_1 + d_2 - d} \quad (2)$$

Donde:

- c : Velocidad de propagación del sonido en condiciones atmosféricas normales
 f : Frecuencia en Hz de la banda de ruido a estudiar
 λ : Longitud de onda correspondiente a la frecuencia "f", en metros

La inserción de la barrera en un campo sonoro produce dos efectos:

- Reduce el ruido, porque durante la trayectoria de la onda sonora recorre un camino más largo $d_1 + d_2$, en lugar de " d ".
- Difracción en el borde de la barrera. Si bien la difracción permite que la onda se propague hacia el lado "receptor" de la barrera (d_2), sufre como costo una atenuación.

$$A_{barrera} = 10 \log [3 + 10NK] \quad (3)$$

Donde:

- K : Factor de corrección para fenómenos atmosféricos; si $d \leq 100$ m entonces $K = 1$
 N : Número de Fresnel

Mientras mayor sea la altura de la barrera o mientras más cerca estén de ella la fuente y receptor, será mayor este número.

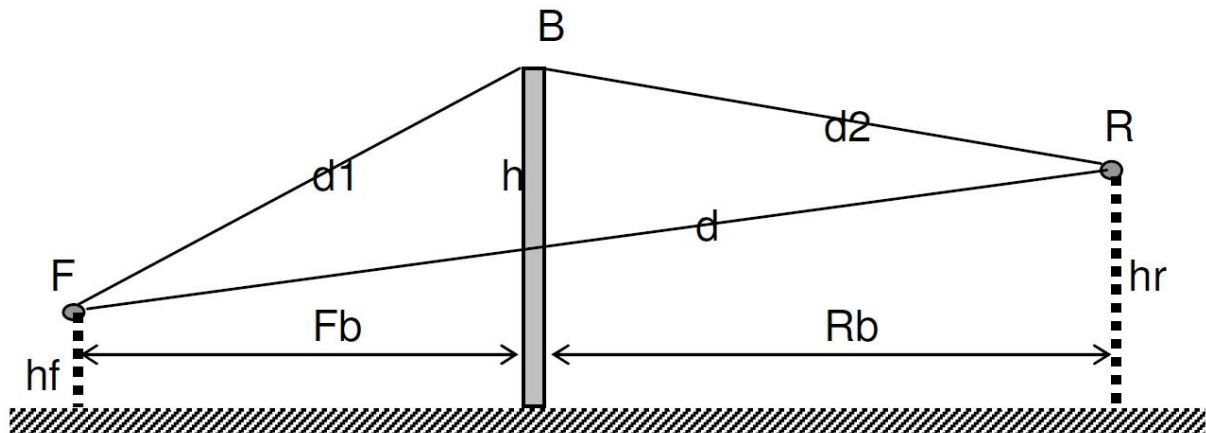


Figura 1. Dimensiones a considerar cuando se incluye una barrera acústica.

Donde:

F: Fuente

R: Receptor

B: Barrera

d1: Distancia fuente – borde difracción barrera

d2: Distancia receptor – borde difracción barrera

d: Distancia en línea recta fuente – receptor

Fb: Distancia fuente – barrera

Rb: Distancia receptor – barrera

hf: Altura de la fuente sobre la perpendicular al pie de la barrera

hr: Altura del receptor sobre la perpendicular al pie de la barrera

h: Altura de la barrera

2. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Como se ha expuesto bajo el punto 1., el aislamiento acústico del material utilizado para construir las pantallas acústicas debe ser 10 dB o más que la atenuación adicional que se pretende a causa de la colocación de la barrera. Esta característica de aislamiento acústico se determina experimentalmente por ensayos de laboratorio tales como el indicado en la Norma IRAM 4063: 2002. “Medición del aislamiento acústico en los edificios y de los elementos de construcción” [5].

2.1. Metodología

El Laboratorio de Acústica y Sonido de la UTN - FRM, cuenta con un recinto construido según lo que especifica la Norma IRAM de la referencia [5]. El mismo consta de dos recintos, uno emisor con superficie de 4,40 m x 4,40 m y uno receptor de 4,40 m x 4,00 m,

y están aislados uno del otro tanto desde el punto de vista estructural como acústico, lo que le permite realizar este tipo de ensayos (Ver Figura 2).



Figura 2. Recinto del Laboratorio de Acústica y Sonido de la UTN – FRM en donde se realizan los ensayos de determinación del aislamiento acústico normalizado

El método de medición básicamente consistió en generar un nivel sonoro adecuado a un lado del muro que se está ensayando y medir cuanto es el nivel sonoro del otro lado. El sonido en el recinto emisor fue estacionario y tuvo un espectro continuo en las frecuencias consideradas (125 – 250 – 500 – 1000 – 2000 Hz).

La nivel de presión sonora se adoptó en aproximadamente 100 dB, verificando que en todo el rango de frecuencias, el nivel de presión acústica en el recinto receptor sobrepasara en 10 dB el nivel de ruido de fondo.

La medición del nivel de presión sonora en ambos recintos, se obtuvo del promedio en el espacio y el tiempo. Para cada medición se adoptaron 6 posiciones fijas en cada recinto y para cada tipo de frecuencia. Finalmente se realizó el cálculo del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias y se graficaron los resultados.

2.2. Material bajo estudio N° 1: Tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica

El material utilizado para este estudio fue una mezcla de cemento y pomeca puzolánica. La pomeca puzolánica, piedra pómez con algo de fino, es una roca ígnea volcánica vítrea de estructura vesicular o celular. Es una roca efusiva joven, de terciaria a reciente, que contiene feldespatos potásico, cuarzo y plagioclasa; pasta de grano fino a vítreo en las que cristales de biotita forman fenocristales. Triturada se puede utilizar para la fabricación de morteros u hormigones de áridos ligeros. Se produce por el enfriamiento rápido de materiales en fusión eyectados por los volcanes, debido a lo cual quedan ocluidos en la masa, el vapor y los gases que aquellos contenían, dando origen a la formación de un producto tan poroso y liviano que flota en el agua, recibiendo el nombre de piedra pómez

aquellos granos con un diámetro mayor a 4 mm y pumicita con un diámetro inferior a 4 mm, hasta polvo casi impalpable, teniendo una composición química casi idéntica. Presenta a simple vista innumerables poros y diferentes relieves, siendo muy áspera en su superficie (Ver Figura 3). Su color es generalmente blancuzco o grisáceo, con una dureza que va de 5,5 a 6 Mohs. Tiene una gran porosidad, la que llega a $2/3$ de su volumen aproximadamente.



Figura 3. Vista de un trozo de pomeca puzolánica

La proporción de la mezcla fue de una parte de cemento por cada nueve partes de pomeca puzolánica con un agregado de 100 litros de agua cada 50 Kg de cemento. Las dimensiones del tabique ensayado fueron de 3,30 m de largo por 3,30 m de alto con un espesor de 0,16 m, colado in situ y confinado por medio de un sistema de doble placa metálica de encofrado de ensamble liviano sistema Hand-E-Form de Efcó (Ver Figura 4), construido entre los recintos emisor y receptor del Laboratorio de Acústica y Sonido de la UTN – FRM. El amasado de la mezcla se efectuó mediante el uso de una mezcladora portátil tradicional con capacidad de 130 litros. No se efectuó ninguna tarea complementaria para efectuar el curado.



Figura 4. Vista del proceso de construcción del material bajo estudio N° 1: Tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica

Los resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias a las que se realizó el ensayo para el tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica se presentan en Figura 5.

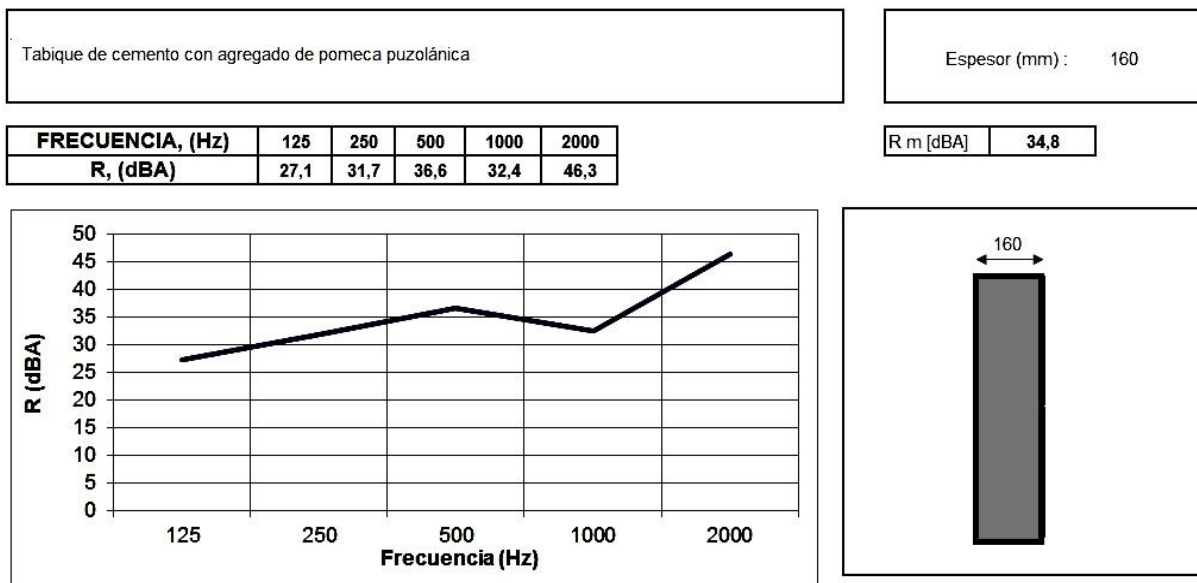


Figura 5. Resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias para el tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica

2.3. Material bajo estudio N° 2: Muro construido con bloques de hormigón rellenos con arena

La muestra bajo estudio N° 2 constó de un muro de bloques de hormigón, rellenos con arena y adheridos con mortero de cemento y arena. Las dimensiones de los bloques se pueden observar en la Figura 6 y están dadas en centímetros. El peso de los bloques vacíos fue de 15,88 kg el entero y de 10,42 kg el medio bloque. Los huecos de los bloques se rellenaron con arena común, compactada en forma manual mediante la punta de la cuchara de albañil a medida que se fueron colocando las sucesivas hiladas, tal situación se puede observar en la Figura 7. El mortero de asiento se colocó cubriendo toda la cara horizontal de la hilada anterior y en un espesor aproximado de 2 cm. A las juntas, tanto verticales como horizontales, en la cara hacia el recinto emisor, se les aplicó un bolseado con pasta cementicia (cemento y agua), procurando cubrir las oquedades que pudieron quedar durante la colocación de los bloques (Ver Figura 7).

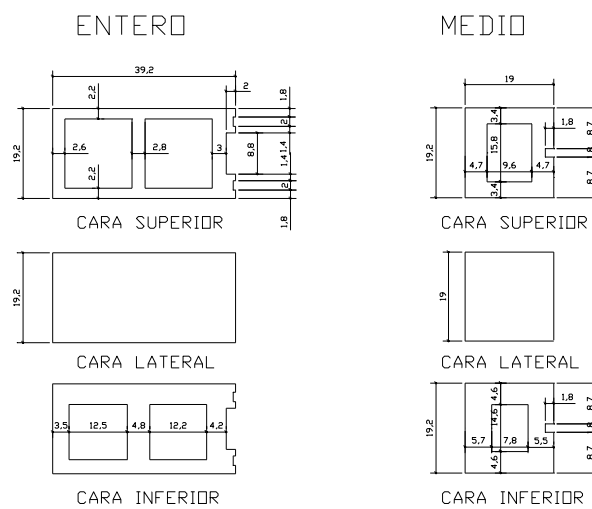


Figura 6. Dimensiones de los bloques empleados para la construcción del muro bajo estudio N° 2



Figura 7. Vista del proceso de construcción del material bajo estudio N° 2: los bloques se rellenan con arena a medida que se van colocando las hiladas.

Los resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias a las que se realizó el ensayo para el muro construido con bloques de hormigón rellenos con arena se presentan en Figura 8.

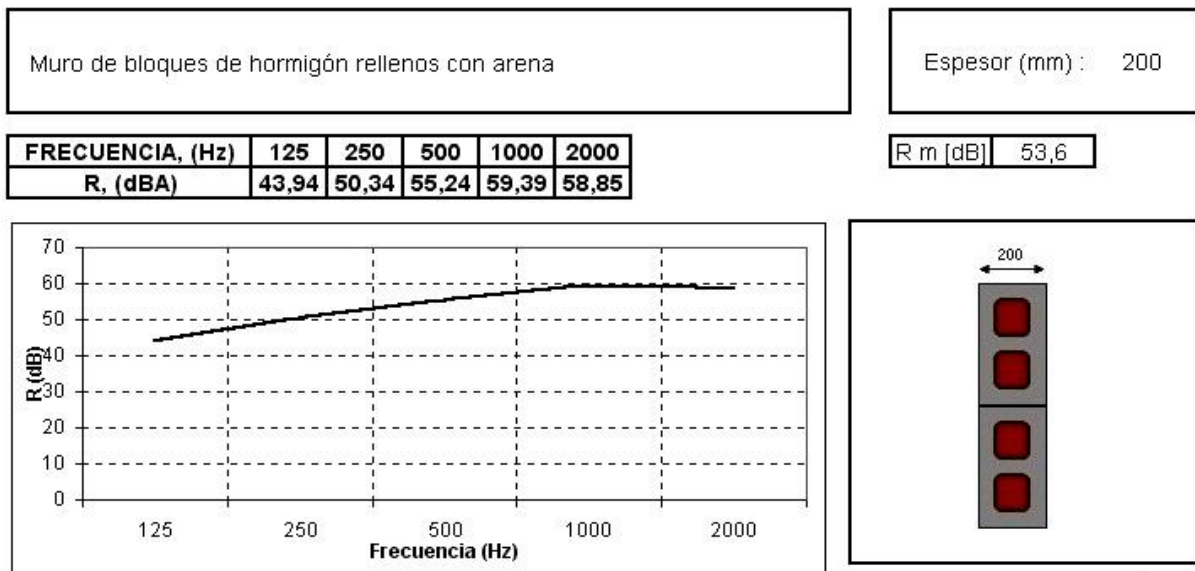


Figura 8. Resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias para el muro construido con bloques de hormigón rellenos con arena

2.3. Material bajo estudio N° 3: Muro construido con ladrillos

La muestra bajo estudio N° 3 constó de un muro construido con ladrillos unidos con

mortero de cemento puzolánico (Ver Figura 9). El ladrillón, material de construcción de uso local masivo, es un mampuesto cerámico elaborado en forma artesanal, cocido en hornos a cielo abierto y de mayor ancho que el del ladrillo común. Las dimensiones de los ladrillones empleados en el ensayo se muestran en la siguiente tabla.

Muestra n = 30	Largo [mm]	Ancho [mm]	Espesor [mm]
Media	265,3	168,8	71,0
Desvío	1,6	1,3	1,6
Coef. Variac.	0,60	0,76	2,23

Tabla 1: Dimensiones de los ladrillones empleados en el ensayo del material bajo estudio N° 3

El mortero utilizado, fue realizado con cemento Pórtland Puzolánico (CPP40), con una dosificación en volumen de 1:1:5 (cemento, cal, arena), corresponde a un mortero “Clase 2” según el Código de Construcciones Sismorresistentes para la Provincia de Mendoza en el apartado 7.2.2.4. [6]



Figura 9. Vista del proceso de construcción del material bajo estudio N° 3: Muro construido con ladrillones.

Los resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias a las que se realizó el ensayo para el muro construido con ladrillones se presentan en Figura 10.

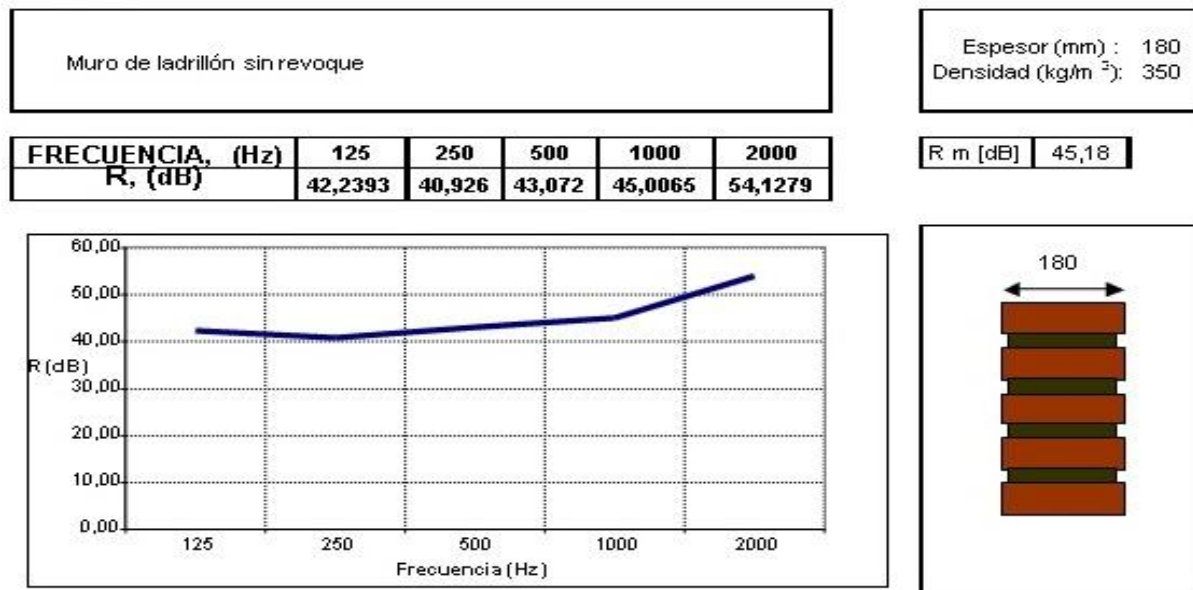


Figura 10. Resultados del índice de reducción acústica a las distintas frecuencias para el muro construido con ladrillones

3. CONCLUSIONES

De los cálculos que resultan de aplicar las fórmulas (2) y (3) para situaciones factibles, la atenuación teórica que puede introducir una barrera acústica es de 20 dB como máximo valor esperable. Como se ha expresado bajo el punto 1., el aislamiento acústico del material utilizado para construir la pantalla debe ser 10 dB o más que la atenuación adicional que se pretende a causa de la colocación de la barrera. Por lo tanto, el mínimo índice de reducción acústica que debe poseer un material para ser apto para su empleo en la construcción de barreras acústicas es de 30 dB. De acuerdo con el análisis realizado se pueden establecer las siguientes conclusiones:

- El valor obtenido del índice de reducción acústica medio para el material bajo estudio N° 1: Tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica con un espesor de 0,16 m, de 34,8 dB, hace apto este tipo de tabique para construir barreras acústicas.
- El valor obtenido del índice de reducción acústica medio para el material bajo estudio N° 2: Muro construido con bloques de hormigón rellenos con arena con un espesor de 0,20 m, de 53,6 dB, hace a este tipo de tabique ampliamente apto para construir barreras acústicas.
- El valor obtenido del índice de reducción acústica medio para el material bajo estudio N° 3: Muro construido con ladrillones con un espesor de 0,18 m, de 45,18 dB, hace a este tipo de muro ampliamente apto para construir barreras acústicas.

4. RECOMENDACIONES

- En función de la investigación realizada a los tres materiales bajo estudio, todos son aptos para su empleo en la construcción de barreras acústicas, pero se recomienda el

uso de Tabique de cemento con agregado de pomeca puzolánica teniendo en cuenta otras características tales como:

- Que el peso específico de la pomeca puzolánica es de $490 - 550 \text{ Kg./m}^3$, mucho más liviano comparado con los $1540 - 1650 \text{ Kg/m}^3$ que pesan la arena y ripio ordinarios, y los $1000 - 2000 \text{ Kg/m}^3$ que pesan los ladrillos arcillosos. Esto hace más fácil el manejo de bloques u otros elementos fabricados sobre la base de piedra pómez. Por otro lado este peso menor lleva como resultado una minimización de los requerimientos de fundaciones.
- Que es un material que posee una buena resistencia al fuego, condensación, moho y pestes, además de tener un excelente comportamiento térmico.
- Las pantallas acústicas incorporan en muchos de los casos, materiales absorbentes del sonido en la cara expuesta a la fuente. Esto último atenúa la generación de ecos y reflexiones de ruido que desmejoran la atenuación total. Se estima un aumento de las pérdidas de inserción en 2 a 3 dB para barreras absorbentes frente a barreras reflectantes. En función de esto se recomienda la investigación de esta aplicación para materiales absorbentes, principalmente los elaborados a partir de reciclados o de fibras naturales, también denominados ecomateriales.
- Se recomienda la caracterización acústica de los mencionados eco-materiales. En ese sentido es indicado realizarles el ensayo para determinar el coeficiente de absorción en incidencia normal.
- Se recomienda, finalmente, el estudio sobre modelos predictivos del comportamiento de las barreras acústicas, siendo necesaria la implementación de modelos predictivos de los materiales a utilizar.

REFERENCIAS

- [1] Berglund, B. et al., "*Guías para el ruido urbano*", Documento de la O.M.S. (Organización Mundial de la Salud), Londres, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencia del Ambiente, OPS/CEPIS (1999).
- [2] Gutiérrez L. y Muñoz Vargas, G. E., "*Mediciones de nivel sonoro de la ciudad de Mendoza (Mapas de Ruidos)*", Municipalidad de la Ciudad de Mendoza, Mendoza, (2007).
- [3] M. Recuero López, "*Ingeniería Acústica*", Editorial Paraninfo, Madrid, (1995).
- [4] Harris, C., "*Manual de medidas acústicas y control del ruido*", Editorial Mc Graw Hill, Madrid, (1998).
- [5] "*Norma IRAM 4063: 2002 - Medición del aislamiento acústico en los edificios y de los elementos de construcción*", IRAM – Instituto Argentino de Racionalización de Materiales, Buenos Aires, (2002).
- [6] "*Código de construcciones sismo resistentes para la provincia de Mendoza*", Mendoza, (1994).

ANÁLISIS DE LAS TÉCNICAS DE REDUCCIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS EN CABLES DE POTENCIA

Manassero¹, U.; Fernández¹, J. P.; Steinmann¹, I.; Lorenzón², G.

¹: Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP)

Facultad Regional Santa Fe

Universidad Tecnológica Nacional

Lavaisse 610, Santa Fe

e-mail: ulisesmanassero@hotmail.com; jpferran@frsf.utn.edu.ar; isteinma@frsf.utn.edu.ar

²: Empresa Provincial de la Energía de Santa Fe (EPE-SF)

Bv. Pellegrini 2626, Santa Fe

e-mail: glorenzo@epe.santafe.gov.ar

Resumen. *En las últimas décadas, los campos magnéticos (B) han repercutido de manera sorprendente en la sociedad instalando el debate acerca de sus posibles perjuicios en la salud humana. Una de las principales fuentes de B son los cables subterráneos de potencia, debido a la corriente que transportan y a su cercanía con las zonas de tránsito habituales de la población. Las técnicas de reducción de B, según se demuestra en este trabajo, resultan eficientes y varias de ellas no requieren costos de inversión elevados, más aún si se aplican en la etapa de construcción del electroducto.*

El Grupo de Investigaciones de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP) ha desarrollado y validado un software para estimación teórica de los niveles de CM originados por cables de potencia, según diversas condiciones de tendido y configuración eléctrica.

Este trabajo plantea un análisis técnico de la efectividad, ventajas y desventajas de las técnicas de reducción de B tales como distancia de separación de las fases, condición de la puesta a tierra de la vaina y profundidad de enterrado del electroducto entre otros.

Palabras clave: cable subterráneo, campo magnético, técnicas de reducción.

1. INTRODUCCIÓN

La sociedad actual, gracias al uso cada vez más dependiente de la energía eléctrica, tiene acceso a un mayor confort de vida, así como también el logro de la simplificación, automatización y/o agilización de innumerables tareas cotidianas. Pero también el hecho de vivir en una sociedad regida por el uso casi vital de la electricidad, conlleva a la exposición permanente e inevitable a campos magnéticos (B), originados justamente por la corriente eléctrica.

Desde el año 1979, la comunidad científica viene realizando numerosos estudios epidemiológicos y de laboratorio, con el fin de relacionar posibles efectos adversos sobre la salud humana –principalmente leucemia en niños, tumores cerebrales y cáncer de pulmón–, con la exposición a B de frecuencia industrial [1]. Hasta el momento, los resultados no evidencian de forma clara efectos nocivos en la salud para los niveles de B a los que la población está expuesta normalmente. Sin embargo, estos estudios, tampoco han podido descartar la relación entre algunas enfermedades y los B [2], [3].

Por tanto, las principales organizaciones nacionales e internacionales relacionadas con la salud recomiendan medidas preventivas para evitar la exposición prolongada a altos niveles de campos.

Los cables subterráneos de transmisión de energía eléctrica han sido identificados como una de las principales fuentes de generación de B [4]. A ellos se asocian, según mediciones de campo, magnitudes de B en un rango que abarca desde unos pocos mG hasta casi 100 [mG].

Debido a estos motivos, las empresas distribuidoras de energía eléctrica recurren al uso de diversas técnicas de atenuación de los niveles de B originados por estos electroductos en las zonas de tránsito común de personas. La mayoría de las técnicas resultan más complicadas de aplicar en instalaciones existentes que en construcciones nuevas. También hay equipamientos e instalaciones que a veces, por su modo de operación y/o instalación, plantean severas limitaciones al de estas técnicas de atenuación.

Cabe destacar que estas técnicas tienen como objetivo reducir los niveles de B sin incidir de forma significativa en las corrientes de servicio y por ende la capacidad de transmisión del cable para la cual fue proyectado [5].

El GISEP presenta una amplia experiencia en el estudio y medición del B en líneas de transmisión de energía eléctrica, incluyendo cables subterráneos de alta tensión (CAT) de la provincia de Santa Fe.

Este trabajo plantea un análisis técnico de la efectividad de varias técnicas de reducción de B , entre ellas: distancia de separación de las fases, condición de la puesta a tierra de la vaina y profundidad de enterrado del electroducto entre otros.

La cuantificación estimada de los niveles de B para cada una de las técnicas de atenuación empleadas se llevó a cabo a través de simulaciones en el software CEMCAT de desarrollo propio del GISEP y validado de acuerdo a contraste de resultados con mediciones de campo.

2. CABLE SUBTERRÁNEO DE ALTA TENSIÓN UTILIZADO EN EL ESTUDIO.

En la actualidad todos los electroductos subterráneos de alta tensión de la Empresa Provincial de la Energía de la provincia de Santa Fe (EPE-SF) presentan características técnicas y de

tendido muy similares. Para el estudio de atenuación de los niveles de B, se seleccionó como caso base el cable subterráneo de 132 [kV] que oficia la interconexión ente la ET Puerto y la ET Calchines de la ciudad de Santa Fe. Los datos de este electroducto se detallan continuación:

- Disposición coplanar horizontal
- Distancia entre conductores de fase de 26 [cm]
- Profundidad de instalación de 1,54 [m]
- Cable de alta tensión tipo monofásico
- Un conductor por fase
- Conductor de cobre de 630 [mm²]
- Aislación de XLPE
- Vaina de aleación de plomo de 660 [mm²]
- Puesta a tierra de la vaina tipo crossbonded
- Capacidad de transmisión de 185 [MVA] (809 [A])
- Resistividad eléctrica del suelo de 100 [Ω .m]
- Resistividad térmica del suelo de 1 [K°.m/W]
- Temperatura del terreno de 25 [°C]
- Diámetro exterior del ducto 160 [mm]
- Diámetro interior del ducto 149 [mm]
- Resistividad térmica del ducto 3,5 [K°.m/W]
- Frecuencia del sistema de 50 [Hz]
- Cables enterrados, dentro de ductos

En la figura 1 se muestra un corte transversal de la disposición de tendido de este electroducto.

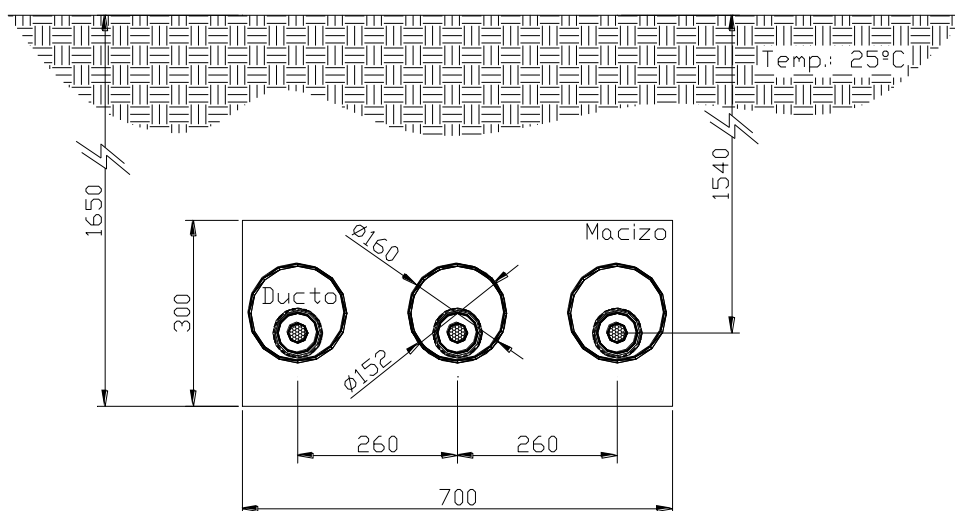


Figura 1: Disposición de tendido del cable subterráneo de alta tensión (corte transversal)

Entonces, de acuerdo a estas condiciones de instalación, se considera como caso base al mismo y posteriormente se investigan las posibles modificaciones en uno o varios de estos parámetros con el propósito de encontrar aquella configuración que presente la mayor atenuación posible del B, sin resignar demasiada capacidad de transmisión de potencia ni tampoco elevar apreciablemente los costos de instalación.

Para todos los casos, los cálculos de B a través de las sucesivas simulaciones se realizaron para perfiles transversales a la traza del CAT, de 10 [m] a cada lado del eje de la traza y a una altura de un metro del suelo.

3. PROGRAMA DE CÁLCULO TEÓRICO DEL CAMPO MAGNÉTICO EN CABLES DE ENERGÍA.

El algoritmo ideado por el GISEP, permite tanto el cálculo de campos eléctricos y magnéticos en líneas aéreas, para diversas tipologías de sus conductores, como así también de campos magnéticos en cables subterráneos de media y alta tensión.

Su desarrollo se realizó en lenguaje Python¹, que es un lenguaje de programación orientado a objetos, dinámico y extraordinariamente potente, que se utiliza en una amplia variedad de dominios de aplicación.

La validación del mismo consistió en comparar los valores de B registrados en perfiles de medición de diferentes cables con estimaciones teóricas realizadas por el algoritmo para el mismo estado de carga y condiciones de instalación.

Según se observa en la figura 2, en la mayoría de los puntos de medición las discrepancias superan el 20%. Aun así, es correcto poner en consideración que los valores más críticos de B en un cable se presentan siempre en el centro de simetría del electroducto y decae luego de manera abrupta para distancias de separación superiores a los 2 [m] del eje de tendido. Para aquél sector que abarca una franja de por lo menos 2 [m], los errores son aceptables, pues se encuentran por debajo del 20%.

¹ www.python.org

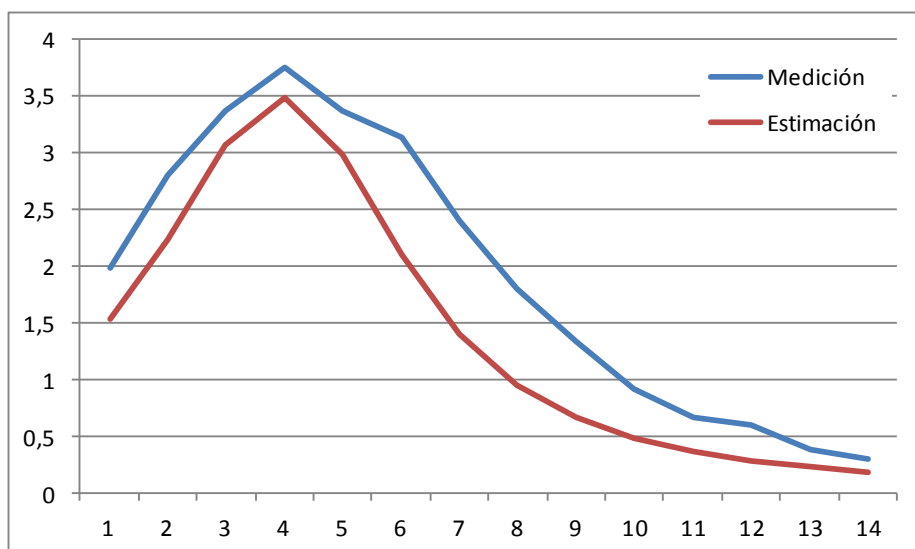


Figura 2: Comparación de niveles de campo magnético medido y calculado de un cable subterráneo

Es de destacar que la discrepancia entre los valores medidos y los registrados se vuelve significativa a medida que se incrementa la distancia del punto de medición con respecto al eje de la traza del CAT (mayores a 100% en algunos casos), siendo siempre el error de cálculo por defecto. Los motivos de tal incompatibilidad en los resultados puede deberse a alguno o varios de los siguientes factores:

- la corriente instantánea en el momento en que se realiza la lectura del B no se conoce con exactitud, y puede no coincidir con la de cálculo.
- la posición relativa entre los tres cables que forman el enlace trifásico puede no ser exactamente la aquí modelada.
- la profundidad de instalación puede ser ligeramente diferente a la considerada.
- precisión del instrumento de medición de B.
- no es posible evitar la interferencia de otros B generados por cables subterráneos de baja o media tensión instalados en las cercanías del CAT medido.

Moreno y otros [6] han desarrollado un algoritmo de estimación de B similar, obteniendo conclusiones muy parecidas respecto a la discrepancia entre los valores medidos y simulados de acuerdo al procedimiento de validación.

Con respecto a los sistemas de puesta a tierra de las vainas, el algoritmo desarrollado permite realizar los cálculos de campos magnéticos para casos con vainas puestas a tierra en un extremo o en dos extremos. El caso particular de vainas con puesta a tierra tipo crossbonded (ver figura 3) se encuentra en etapa de desarrollo.

Entonces, a los fines de lograr resultados más cercanos al caso real simulado, sabiendo que el cable tiene justamente una puesta a tierra de vainas tipo crossbonded que presenta las siguientes características:

- Se compensan las tensiones inducidas en cada uno de los tres tramos resultando nula la corriente de circulación por pantalla

- Se anulan las pérdidas en la pantalla.
- Se mantiene el camino de retorno de la corriente de falla homopolar.

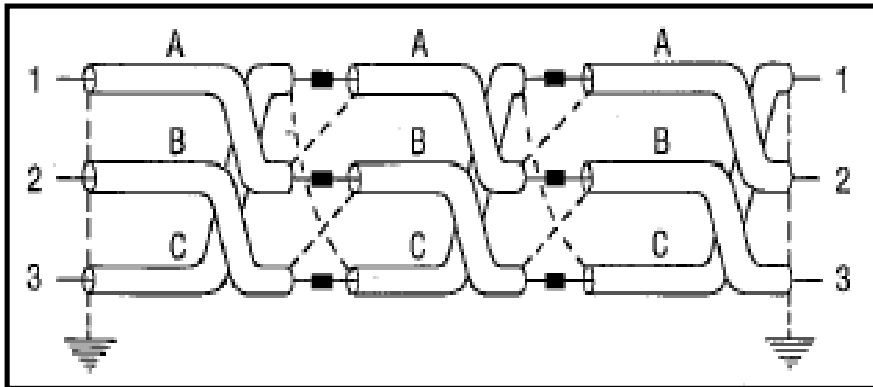


Figura 3: Sistema de puesta a tierra de vainas tipo crossbonded (trasposición de pantallas)

Para las simulaciones se utilizó el sistema de puesta a tierra en un extremo de la vaina (ver figura 4), dado que la corriente de circulación por vaina en este caso también se anula. Y dado que para el estudio de los campos magnéticos generados por los CAT importan la magnitud de las corrientes, sin tener injerencia alguna las tensiones inducidas en las vainas, entonces, al utilizar este sistema de puesta a tierra (en reemplazo del sistema crossbonded) no se cometen errores de cálculo significativos.

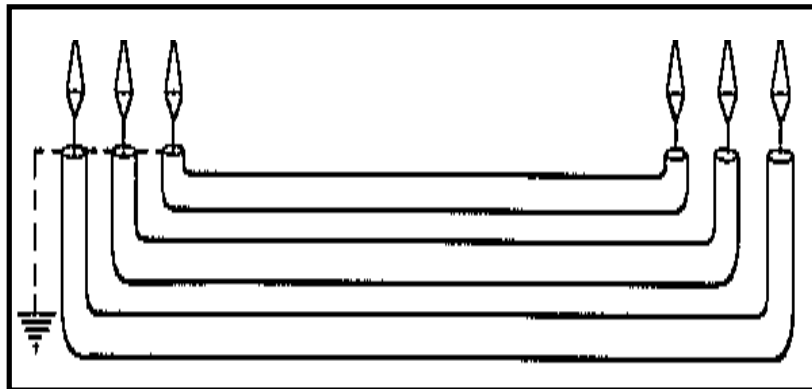


Figura 4: Sistema de puesta a tierra de vainas en un solo extremo

4. TÉCNICAS DE REDUCCIÓN DE LOS CAMPOS MAGNÉTICOS EN CABLE DE ALTA TENSIÓN.

A continuación se exponen las técnicas de atenuación de B en las cercanías de los cables subterráneos evaluadas en este estudio.

4.1. Profundidad de instalación del cable.

Incrementando la profundidad del electroducto se reduce directamente los niveles de B. Esta técnica es efectiva solamente en la reducción del nivel máximo de B que se encuentra por encima de los CAT. Sin embargo, al incrementar la profundidad del electroducto aumenta el costo de instalación de los CAT. Como punto favorable de este método, el CAT no manifiesta una reducción de su capacidad de transmisión.

La profundidad de instalación de un CAT es comúnmente de 1 [m] a 1,5 [m]. En este estudio se procedió a realizar simulaciones para profundidades de tendido de 1,0 [m] a 2,0 [m], registrando los niveles de B cada 0,25 [m].

Para todas las simulaciones se adoptaron las siguientes condiciones técnicas de tendido:

- Disposición coplanar horizontal de los conductores
- Separación entre conductores de 26 [cm]
- Conductores enterrados en ductos
- Puesta a tierra de vainas en un solo extremo

De acuerdo al resultado de las simulaciones presentados en la tabla 2, puede deducirse que el B máximo se reduce aproximadamente a razón de 1 [μ T] por cada 25 [cm] de incremento de la profundidad de enterramiento de los conductores. En términos porcentuales implica una atenuación del 15% por cada 25 [cm] que se incrementa la profundidad de enterramiento.

Profundidad de enterramiento [m]	Campo Magnético Máximo [μ T]	Corriente Máxima de Transmisión [A]
1,00	8,49	876
1,25	7,21	
1,50	6,21	
1,75	5,39	
2,00	4,73	

Tabla 1. Campo magnético máximo a diferentes profundidades de enterramiento del ducto

En la figura 5 se muestra cómo se reduce de forma casi lineal el B con el incremento de la profundidad de enterramiento de los conductores.

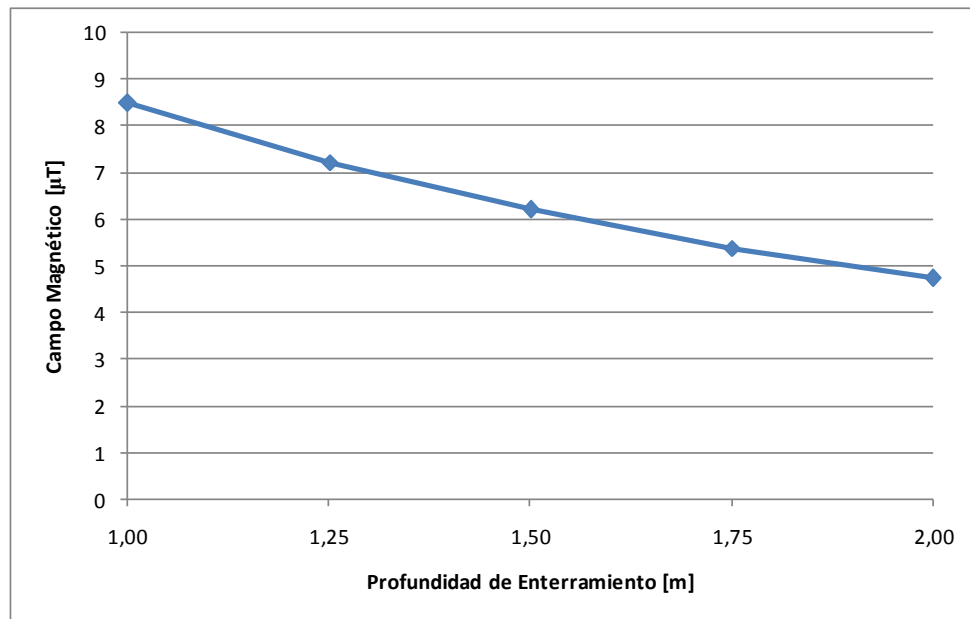


Figura 5: Campo magnético máximo en la superficie para diferentes profundidades de enterramiento de los conductores

4.2. Tipo de enterramiento de los conductores.

Para CAT subterráneos se utilizan comúnmente dos métodos de tendido: directamente enterrado o en ductos.

Para todas las simulaciones se adoptaron las siguientes condiciones técnicas de tendido:

- Disposición coplanar horizontal de los conductores
- Separación entre conductores de 26 [cm]
- Puesta a tierra de vainas en un solo extremo
- Profundidad de enterrado de 1,5 [m]

Los resultados obtenidos de las simulaciones, según se presentan en la tabla 2, muestran un nivel de B ligeramente mayor en el caso de CAT directamente enterrados. La diferencia es de solo un 7,6% y se explica básicamente por el idéntico incremento en la capacidad de transmisión del CAT que es justamente del 7,6%.

Tipo de Enterramiento	Campo Magnético Máximo [μT]	Capacidad Máxima de Transmisión [A]
Directo	6,94	948
En tubos	6,41	876

Tabla 2. Campo magnético máximo en diferentes tipos de enterramiento del electroducto

En la figura 6 se muestra el perfil de B para el caso de CAT directamente enterrados.

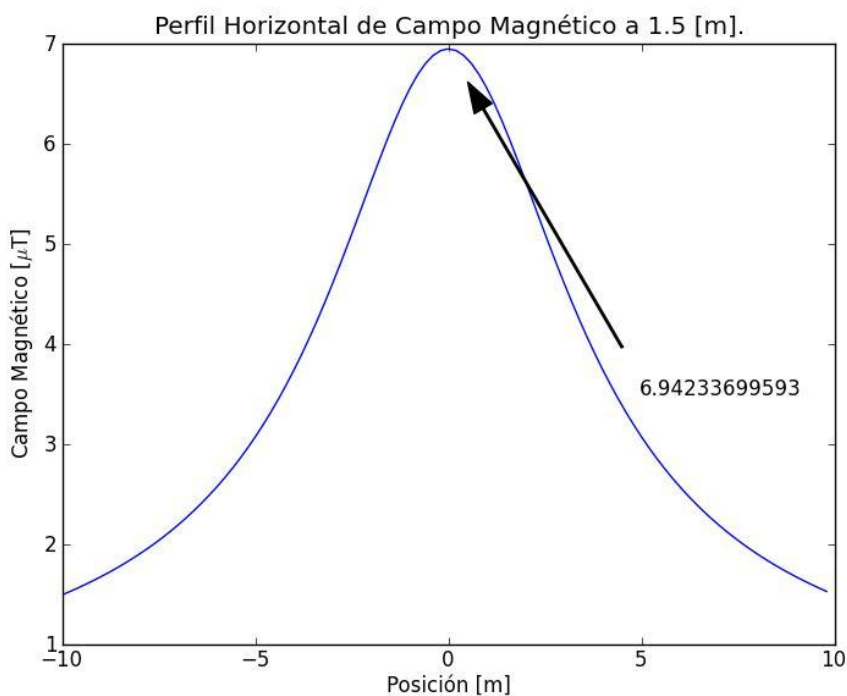


Figura 6: Perfil de campo magnético a un metro del suelo para CAT directamente enterrados

Los resultados demuestran que el tipo de instalación del CAT subterráneo prácticamente no influye en los niveles de B registrados en la superficie y por lo tanto no constituye una técnica válida para atenuar los niveles de B en la superficie. Cabe también poner en consideración que si bien se observa una reducción en la capacidad de transmisión en el caso de CAT enterrado en ductos, por otra parte, se reducen los riesgos de fallas en el electroducto por golpes mecánicos, ingreso de humedad y ressecamiento del terreno circundante con su posterior incremento de la resistividad térmica del suelo y por ende menor capacidad de disipación de calor del conductor.

4.3. Puesta a tierra del cable de potencia.

Adoptar el sistema de PAT en instalaciones de cables subterráneos significa definir de qué manera se conectarán a tierra, y entre sí, las pantallas metálicas (vainas) con el objeto de:

- limitar la tensión inducida de las pantallas,
- limitar la corriente inducida de circulación en las pantallas,
- mantener un camino de retorno de las corrientes de falla de secuencia homopolar, a los efectos de evitar sobretensiones.

El tipo de puesta a tierra utilizada en los CAT depende principalmente de la longitud de los mismos. Cuando se trata de tramos cortos, suele utilizarse puesta a tierra en un solo

extremo, mientras que para tendidos de grandes distancias conviene la aplicación de un sistema de puesta a tierra en ambos extremos de vaina, con objeto de reducir las tensiones inducidas

Los sistemas usualmente utilizados son:

- Puesta a tierra en todos los empalmes y en ambos extremos.
- Puesta a tierra en un extremo o en punto medio del tramo.
- Puesta a tierra con transposición de pantallas, con o sin transposición de conductores.

En función a las prestaciones del algoritmo desarrollado, se hicieron simulaciones contemplando los casos de puesta a tierra de vainas en un extremo y en ambos extremos.

Para todas las simulaciones se adoptaron las siguientes condiciones técnicas de tendido:

- Disposición coplanar horizontal de los conductores
- Separación entre conductores de 26 [cm]
- Conductores en ductos
- Profundidad de enterrado de 1,5 [m]

En la tabla 3 se muestran los resultados. Se observa claramente que en aquellos casos en que las vainas son puestas a tierra en ambos extremos, los niveles de B en la superficie se reducen de forma notable en más de un 35%, con respecto al caso de vainas puestas a tierra en un solo extremo del CAT. Si bien se consigue una atenuación importante, es de destacar que gran parte de la misma se debe a la disminución en la capacidad de transmisión del CAT –en este caso de un 27%-, debido al aumento importante de pérdidas en el electroducto por la circulación permanente de las corrientes inducidas en las vainas - en el método de puesta a tierra en ambos extremos-.

A diferencia del caso anterior donde había una relación idéntica entre las variaciones de la corriente de servicio y el B calculado en la superficie, aquí la disminución de B es un 8% superior a la correspondiente a la corriente de transporte. Su causa puede deberse posiblemente a un efecto de atenuación del B producido por las corrientes inducidas en las vainas que generan su propio B oponiéndose al B principal originado por la corriente de servicio que circula por los conductores.

PAT de Vainas	Campo Magnético Máximo [μT]	Capacidad Máxima de Transmisión [A]
En un Extremo	6,41	876
En los dos extremos	4,15	633

Tabla 3. Campo magnético máximo según diferentes métodos de puesta a tierra de las vainas del CAT

En la figura 7 se presenta el perfil de B para el caso de vainas puestas a tierras en ambos extremos.

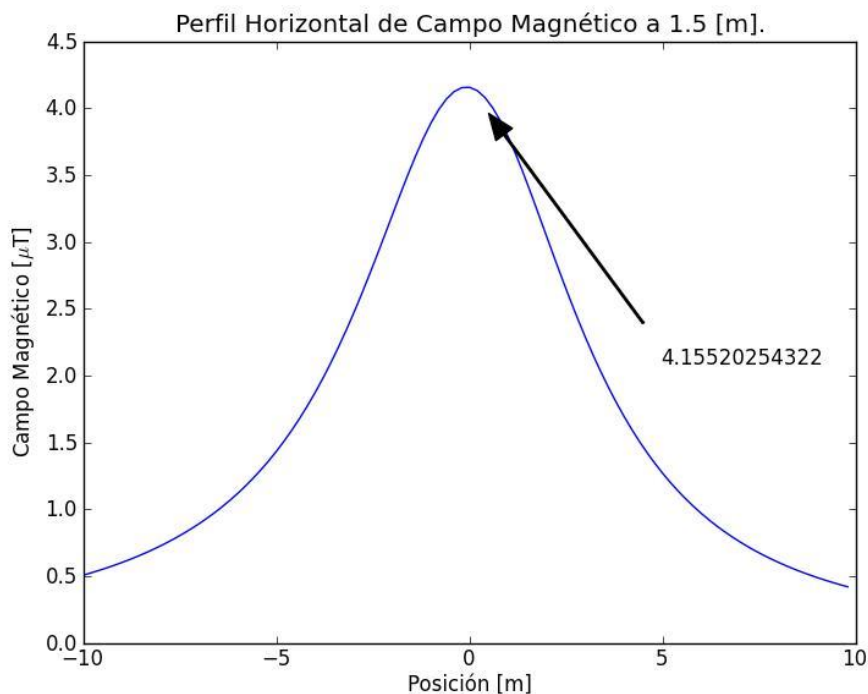


Figura 7: Perfil de B a un metro del suelo para CAT con vainas puestas a tierra en ambos extremos

4.4. Disposición geométrica de los conductores.

En el caso de CAT monofásicos, las disposiciones geométricas utilizadas comúnmente por las empresas de energía son:

- Coplanar horizontal
- Tresbolillo

En la figuras 8 y 9 se muestran estos dos tipos de disposiciones para el caso de un CAT monofásico de dos conductores por fase.

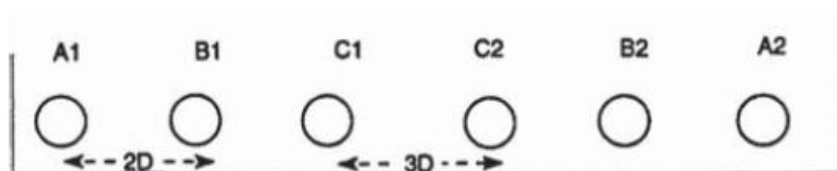


Figura 8: Disposición coplanar horizontal de un CAT monofásico de dos conductores por fase

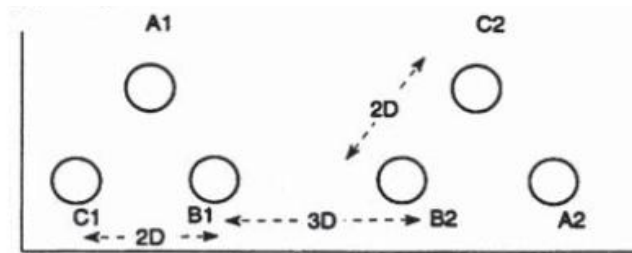


Figura 9: Disposición tresbolillo de un CAT monofásico de dos conductores por fase

Para los casos de estudio, se llevaron a cabo simulaciones de disposiciones geométricas tipo coplanar horizontal y tresbolillo, que corresponden a las configuraciones espaciales de conductores que utiliza la EPE-SF habitualmente en sus electroductos subterráneos de alta tensión.

Para todas las simulaciones se adoptaron las siguientes condiciones técnicas de tendido:

- Vaina puesta a tierra en un solo extremo
- Separación entre conductores de 32 [cm]
- Conductores en ductos
- Profundidad de enterrado de 1,5 [m]
- Conductores monofásicos, con un conductor por fase

En ambas disposiciones se respetaron las distancias entre ductos de dos diámetros externos sugeridas en varias publicaciones.

En la tabla 4 se presentan los resultados obtenidos. La disposición en tresbolillo muestra una atenuación del 23% del B máximo en la superficie, con respecto al B obtenido con la disposición horizontal. La configuración espacial en tresbolillo presenta múltiples ventajas, pues además de atenuar el B, constituye un tendido compacto, que demanda menores labores de zanjeo sin sacrificar una capacidad de transmisión de corriente apreciable –menor al 1% para el caso de estudio–, por la mayor cercanía de los ductos que repercuten en su capacidad de disipación de calor (mayor efecto de proximidad).

Disposición	Campo Magnético Máximo [μT]	Capacidad Máxima de Transmisión [A]
Coplanar Horizontal	8,32	891
Tresbolillo	6,41	884

Tabla 4. Campo magnético máximo según diferentes configuraciones geométricas de los conductores

En la figura 10 se presenta el perfil de B obtenido para la configuración en tresbolillo.

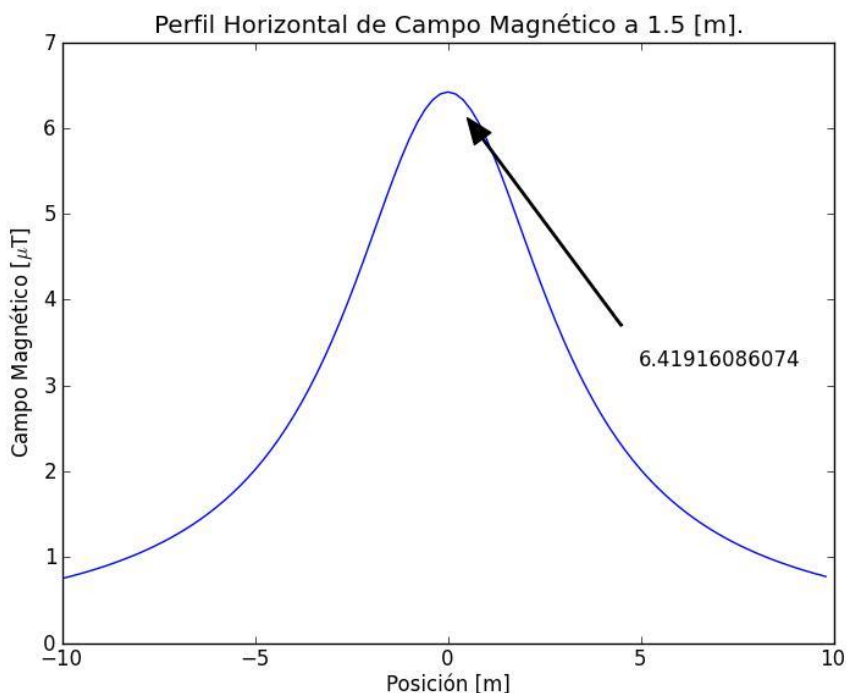


Figura 10: Perfil de campo magnético a un metro del suelo para CAT dispuestos en tresbolillo

4.5. Separación entre fases.

Para cables de 132 [kV], según las experiencias de campo recabadas de varias empresas de energía, la distancia de separación entre conductores oscila entre 15 a 30 [cm], de acuerdo a la capacidad de transmisión del cables y al diámetro externo de los ductos, entre otros factores. Es sabido que al aumentar la distancia de separación, se incrementa la capacidad de disipación de calor de los conductores, pero por otra parte aumenta la reactancia inductiva y con ello las caídas de tensión.

Para todas las simulaciones se adoptaron las siguientes condiciones técnicas de tendido:

- Vaina puesta a tierra en un solo extremo
- Disposición coplanar horizontal
- Conductores en ductos
- Profundidad de enterrado de 1,5 [m]
- Conductores monofásicos, con un conductor por fase

Los resultados presentados en la tabla 5 muestran que a medida que se reduce la distancia de separación entre los conductores de fase, se produce un mayor efecto de cancelación de los B generados por cada uno de los conductores. Esta atenuación de B alcanza un 53% si se comparan la máxima y mínima distancia de separación.

Por otra parte se reduce, aunque muy poco, la capacidad de transmisión del electroducto –

un 7% para el caso de estudio-.

Distancia de Separación [cm]	Campo Magnético Máximo [μT]	Capacidad Máxima de Transmisión [A]
15	3,64	828
20	5,06	863
25	6,41	876
30	7,77	887

Tabla 5. Campo magnético máximo para diferentes distancias de separación entre fases

Los resultados de las simulaciones demuestran que el nivel de B en la superficie se atenúa aproximadamente a razón 1,5 [μT] por cada 5 [cm] de reducción en la distancia de separación entre los conductores de fase.

En la figura 11 se muestra la amplia variación porcentual en los niveles de B (del orden del 20%) y por otro lado la escasa reducción de la capacidad de transmisión del CAT (a razón de 2% por cada 5 [cm] que se reduce la distancia de separación).

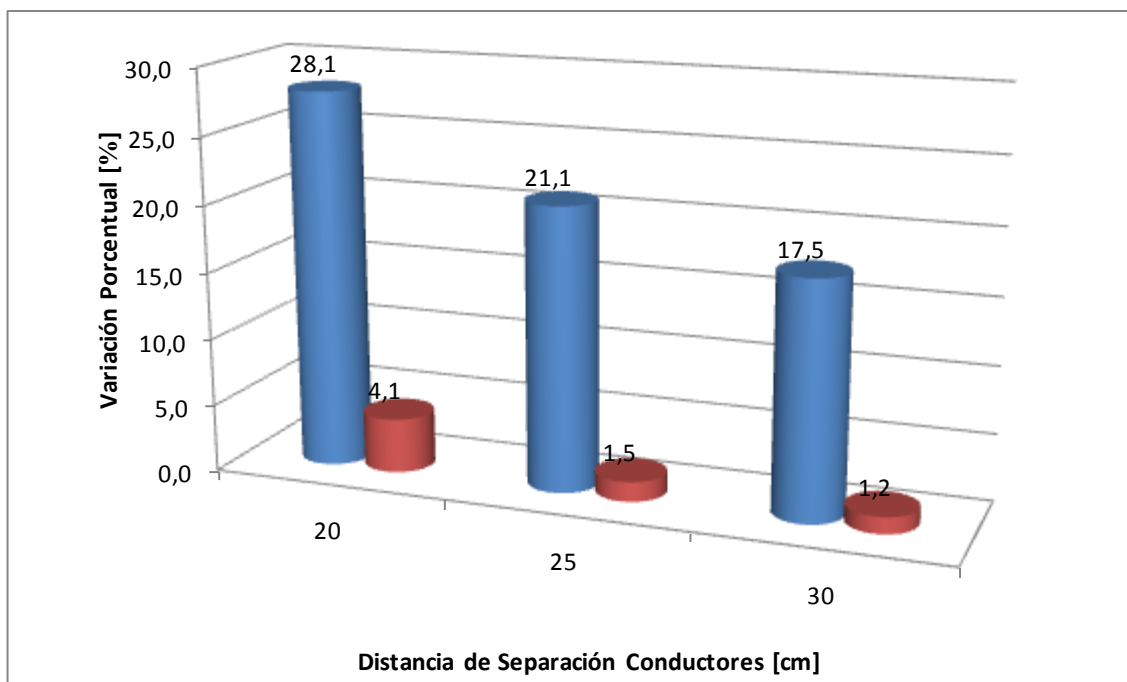


Figura 11: Variación porcentual de los niveles de B y la capacidad de transmisión en función a la distancia de separación entre conductores

En resumen, puede afirmarse que la reducción de la distancia de separación entre conductores representa una técnica efectiva para atenuar los niveles de B en la superficie sin perjudicar de modo apreciable la capacidad de transmisión del electroducto.

5. CONCLUSIONES

Se efectuaron simulaciones de los niveles de B producidos en la superficie por CAT subterráneos, analizando diferentes técnicas de tendido del electroducto a través de la aplicación de un algoritmo de desarrollo propio del GISEP.

Los resultados obtenidos demuestran que del conjunto de técnicas de tendido estudiadas, sólo resultan válidas para la atenuación de los niveles de B en la superficie las siguientes:

- Reducción de la distancia de separación entre los conductores de fase
- Aumento de la profundidad de enterramiento del electroducto
- Disposición geométrica de conductores en tresbolillo

De ellas, desde el punto de vista netamente técnico, el aumento en la profundidad de enterramiento resulta ser la más conveniente, dado que no implica reducción alguna de la capacidad de transmisión del cable. En cambio las otras dos técnicas mencionadas repercuten, aunque de forma ínfima, en la capacidad de transmisión del CAT debido a que tanto la reducción en la distancia de separación de los conductores como la disposición de los mismos en tresbolillo disminuyen la capacidad de disipación de calor del electroducto, conllevando a una menor capacidad de transporte de corriente del cable por límites térmicos.

Ahora, considerando los costos de obra que implicarían la concreción de alguna de estas técnicas, el aumento de la profundidad de tendido es sin duda la más onerosa, mientras que la reducción de la distancia de separación de los conductores o la configuración en tresbolillo significarían trazas más compactas y económicas en comparación con las distancias de tendido convencionales y la disposición coplanar horizontal de los conductores.

Por otra parte, del análisis de las técnicas referentes al tipo de enterramiento (directamente enterrados o en ductos), se comprobó que no ofrecen ventaja alguna en la atenuación de los niveles de B.

En el caso de los métodos de puesta a tierra, se demostró que el método de puesta a tierra en ambos extremos de vaina reduce notablemente los niveles de B, pero a costas también de disminuir demasiado la capacidad de transmisión de potencia del CAT

En trabajos futuros se pretende incorporar al software de cálculo de B desarrollado, el método de puesta a tierra de vainas tipo crossbonded y la aplicación de blindajes activos y pasivos con el propósito de evaluar su efectividad en la atenuación del B superficial.

REFERENCIAS

- [1] Habiballah, I.; Dawoud, M.; Farag, A.; Firoz, A. "Underground cable magnetic field simulation and management using new design configuration". Electric Power Systems Research; pp: 141-148; (1998).

- [2] National Radiological Protection Board, “Advice on Limiting Exposure to Electromagnetic Fields (0 – 300 GHz)”. Doc. NRPB 15. (2004).
- [3] Ministerio de Salud y Consumo, “Evaluación actualizada de los campos electromagnéticos en relación con la salud pública”. (2003).
- [4] Dawoud, M.; Habiballah, I.; Farag, A.; Firoz, A. “Magnetic field management techniques in transmission underground cables”. *Electric Power Systems Research*; pp: 177-192. (1998).
- [5] Farag, A. S.; Dawoud, M.; Habiballah, I. “Implementation of shielding principles for magnetic field management of power cables”. *Electric Power Systems Research*, Vol. 48, pp: 193-209. (1999).
- [6] Moreno, R.; Guemes, J.; Pico, I. “Análisis del campo magnético en una línea eléctrica de AT”. Departamento de Ing. Eléctrica, Universidad del País Vasco. (2004).

NIVELES DE CAMPOS MAGNÉTICOS EN LÍNEAS DE ALTA TENSIÓN DE VARIAS EMPRESAS DE ENERGÍA. ESTUDIO DE CORRELACIÓN CON VARIABLES DEMOGRÁFICAS Y ELÉCTROMECAÑICAS

Manassero, U.; Fernández, J. P.; Steinmann, I. y Gimenez, W.

Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP)

Facultad Regional Santa Fe

Universidad Tecnológica Nacional

Lavaisse 610, Santa Fe

e-mail: ulisesmanassero@hotmail.com; jpfernand@frsf.utn.edu.ar; isteinma@frsf.utn.edu.ar;

wgimenez@frsf.utn.edu.ar

Resumen. *La Argentina, en los últimos diez años, ha experimentado una demanda de energía eléctrica importante, con un incremento sostenido a tasas del 5% aproximadamente. Frente al marcado incremento de la potencia consumida, surge un gran interrogante de interés para la sociedad en su conjunto, como lo son los campos magnéticos generados por las redes de energía eléctrica, que transportan y distribuyen la energía a los centros de consumo.*

En Argentina, la Resolución N° 77/98 de la Secretaría de Energía para líneas de tensión desde 13,2 [kV] y en condiciones de máxima carga térmica, adopta como valor límite de campo magnético 25 [μ T] en el borde de la franja de servidumbre y fuera de ella, medido a un metro del nivel del suelo.

Los medios de información y el debate científico en curso han alimentado la preocupación por la posibilidad de que la exposición a campos magnéticos de baja frecuencia (50/60 [Hz]) pueda estar relacionada con un aumento de la incidencia de cáncer.

Este trabajo propone comparar los mayores valores de campo magnético de 50 [Hz] registrados en la franja de servidumbre de líneas de alta tensión (LAT) -de diferentes compañías eléctricas- con el límite establecido por la normativa nacional y estudiar la posible correlación lineal entre los valores de campo magnético registrados con ciertos parámetros eléctricos y demográficos que pueden demostrar una relación causa-efecto.

Palabras clave: Línea de alta tensión, campo magnético, correlación.

1. INTRODUCCIÓN

En nuestro país, en los últimos diez años, se ha experimentado una demanda de energía eléctrica importante, con un incremento sostenido a tasas anuales del 5% aproximadamente [1], avalado por el crecimiento demográfico y los elevados índices de producción industrial y agrícola.

Frente al marcado incremento de la potencia consumida, surge un gran interrogante de interés para la sociedad en su conjunto, como lo es la presencia de campos magnéticos generados por las redes de energía eléctrica, que transportan y distribuyen la energía a los centros de consumo.

El ambiente electromagnético creado por las líneas de transmisión de potencia (LAT) es bastante complejo, ya que intervienen diferentes factores como la disposición geométrica de los conductores y sus retornos por tierra [2]. Los campos creados a la frecuencia nominal de 50 [Hz] son los predominantes en cuanto a magnitud y duración, aunque en la línea coexisten corrientes con frecuencias armónicas, que también producen campos electromagnéticos. Los campos magnéticos creados por líneas de transmisión se clasifican como campos de extra baja frecuencia (0 a 300 [Hz]), dentro de las radiaciones no ionizantes.

Se ha suscitado un considerable debate sobre los posibles efectos adversos para la salud de la población, que se encuentra inevitablemente -debido al propio nivel de desarrollo tecnológico y estándar de vida moderno- sometida a ciertos niveles de campos electromagnéticos. Cabe aclarar que la distribución imprecisa de la información y el debate científico han alimentado la preocupación por la posibilidad de que la exposición a campos magnéticos de 50/60 [Hz] pueda estar relacionada con un aumento de la incidencia de cáncer [3], [4].

Por lo general, las intensidades de los campos magnéticos producidos por las líneas aéreas de transmisión de energía eléctrica son relativamente bajas, en comparación con las aplicaciones industriales en las que intervienen corrientes de alta intensidad.

Aparte de la geometría del conductor de energía eléctrica, lo único que determina la densidad del flujo magnético es la magnitud de la corriente. La dirección del campo magnético debajo de las líneas de transmisión de alta tensión es principalmente transversal al eje longitudinal de la línea. La máxima densidad de flujo a nivel del suelo puede estar debajo del centro de la línea o de los conductores exteriores, dependiendo de la relación de fase entre conductores [5].

Debido a la notoriedad que han adquirido los campos magnéticos de frecuencia industrial en LAT, a nivel internacional, varios trabajos técnicos proponen técnicas analíticas y mediciones de campo para monitorear de modo periódico los niveles de campos magnéticos.

En este contexto, el Grupo de Investigaciones de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP), tiene una vasta experiencia en el estudio de campos magnéticos de frecuencia industrial en LAT, acumulando más de catorce años de mediciones de campo, en electroductos de potencia de numerosas empresas distribuidoras y transportistas de energía eléctrica.

Este trabajo presenta un estudio referente a los campos magnéticos originados por líneas eléctricas aéreas. A partir de una recopilación de mediciones de campos magnéticos de frecuencia industrial realizadas en el período 2006 a 2011, en siete compañías eléctricas (pertenecientes a sus respectivas provincias), se abordaron los siguientes análisis:

- Campos magnéticos máximos registrados en la franja de servidumbre. Comparación

de los niveles de campos magnéticos en las diferentes provincias monitoreadas y su cumplimiento con los límites máximos permitidos por la legislación vigente.

- Estudio de correlación lineal entre los niveles de campo magnéticos registrados en las LATs con respecto a parámetros técnicos (corriente de servicio, altura libre del conductor, etc) y parámetros demográficos de la región (densidad poblacional, índice de desarrollo humano -IDH¹-, tasa de casos de leucemia, etc) de modo de poder realizar inferencias causa-efecto de los niveles de campo magnético registrados.

2. MECANISMOS DE INTERACCIÓN Y EFECTOS BIOLÓGICOS.

2.1. Mecanismos de interacción.

Los únicos mecanismos por los que se ha comprobado que los campos magnéticos de extra baja frecuencia interactúan con los sistemas biológicos son los siguientes:

- Campos magnéticos que actúan sobre los humanos, induciendo campos y corrientes eléctricas en el interior del cuerpo.
- El acoplamiento del campo magnético a un conductor (por ejemplo una alambrada) hace que circulen corrientes eléctricas (de la misma frecuencia que el campo que produce la exposición) por el cuerpo de una persona en contacto con él.
- Los campos eléctricos o magnéticos pueden interferir en dispositivos médicos implantados (por ejemplo marcapasos cardíacos unipolares) y causar mal funcionamiento del dispositivo.

La primera interacción indicada es un ejemplo de acoplamiento directo entre personas y campos magnéticos. Las restantes son ejemplos de mecanismos de acoplamiento indirecto, ya que solo pueden producirse cuando el organismo expuesto se encuentra cerca de otros elementos.

Aunque también se han postulado otros mecanismos de interacción entre tejidos biológicos y campos magnéticos de extra baja frecuencia ([4], [6]), aún no se ha demostrado que ninguno de ellos tenga consecuencias adversas para la salud.

2.2. Efectos para la salud.

Está comprobado que por encima de determinados umbrales, los campos electromagnéticos pueden desencadenar efectos biológicos [7].

Los efectos de corto plazo (corrientes inducidas en el cuerpo y en objetos) son efectos conocidos y comprobados. Para ellos, las prácticas de ingeniería normalmente adoptadas y las recomendaciones de los límites científicamente fundamentados (como los de la International Commission on Non-ionizing Radiation Protection –ICNIRP–), se estima que son más que suficientes para prevenir eventuales efectos en la salud.

Luego de numerosas investigaciones científicas (en los últimos 30 años se han publicado más de 25.000 artículos), hasta la fecha no hay pruebas que permitan concluir que la

¹ El IDH es un indicador social estadístico compuesto por tres parámetros: Vida larga y saludable, Educación y Nivel de vida digno.

exposición a campos electromagnéticos de baja intensidad sea perjudicial para la salud [7].

Pese a la ausencia de pruebas, la existencia de algunos estudios epidemiológicos que sugieren la existencia de una asociación, genera preocupación en la sociedad.

Cabe destacar que aquellos estudios epidemiológicos que muestran asociaciones positivas, presentan resultados que arrojan una débil fuerza de asociación [8].

La base para la asociación entre la leucemia infantil y el residir cerca de líneas de energía eléctrica es aún desconocida. En ausencia de una base de estudios de laboratorio, los datos epidemiológicos son escasos para permitir que se establezcan recomendaciones para esta exposición.

En relación a la existencia de efectos subjetivos, como ser dolor de cabeza, este tipo de dolencias no han podido ser correlacionadas con la presencia de campos electromagnéticos, dado que sujetos expuestos no pudieron determinar si el campo estaba o no presente, mientras que las dolencias estaban presentes cuando creían que si estaban expuestos aunque no lo estuvieran.

3. PLAN DE MEDICIONES.

En el período 2006-2011, el GISEP, llevó a cabo mediciones de campos magnéticos en más de cuarenta LAT de 132 [kV] ubicadas en las provincias de Salta, Santa Fe, Santa Cruz, San Luis, Buenos Aires, Río Negro y Entre Ríos. Estas LAT pertenecen a diferentes compañías distribuidoras de energía eléctrica provinciales, entre ellas, ENERSA, EPE-SF, EDESAL y EDESA.

Con la base de datos recolectada se realizaron posteriormente comparaciones con los niveles máximos permitidos por la normativa vigente. También se estudiaron, mediante análisis estadísticos y de sensibilidad, la correlación lineal de las magnitudes de campo magnético registradas con variables técnicas propias de las instalaciones de potencia y demográficas de cada una de las regiones incluidas en el plan de mediciones.

3.1. Niveles de campos magnéticos registrados en las diferentes provincias.

El plan de mediciones consistió en la medición de los niveles de campo magnético en LAT de 132 [kV]. En cada una de ellas se realizó un perfil de medición perpendicular a la línea, en el punto de máxima flecha (menor altura libre del conductor). A los fines de establecer un patrón que permita hacer comparaciones válidas entre los diferentes electroductos monitoreados, se utilizó el valor máximo de campo magnético obtenido en la franja de servidumbre de la LAT.

Con respecto a las siete provincias incluidas en el plan de mediciones, los niveles máximos se registraron en las provincias de Salta, Entre Ríos y Santa Fe. En el caso de Salta la línea que vincula la ET Metán con la ET El Tunal presentó un nivel de 83,8 [mG], siendo muy superior al resto de los valores registrados en otras líneas de la provincia, tal como se muestra en la figura 1.

Por otra parte, en la Provincia de Entre Ríos, la línea que interconecta la ET de Concordia con la ET de la Central Hidroeléctrica de Salto Grande se registró un campo magnético de

55,9 [mG], manifestando también niveles de por lo menos ocho veces superiores al del resto de los electroductos relevados en la región (ver figura 2).

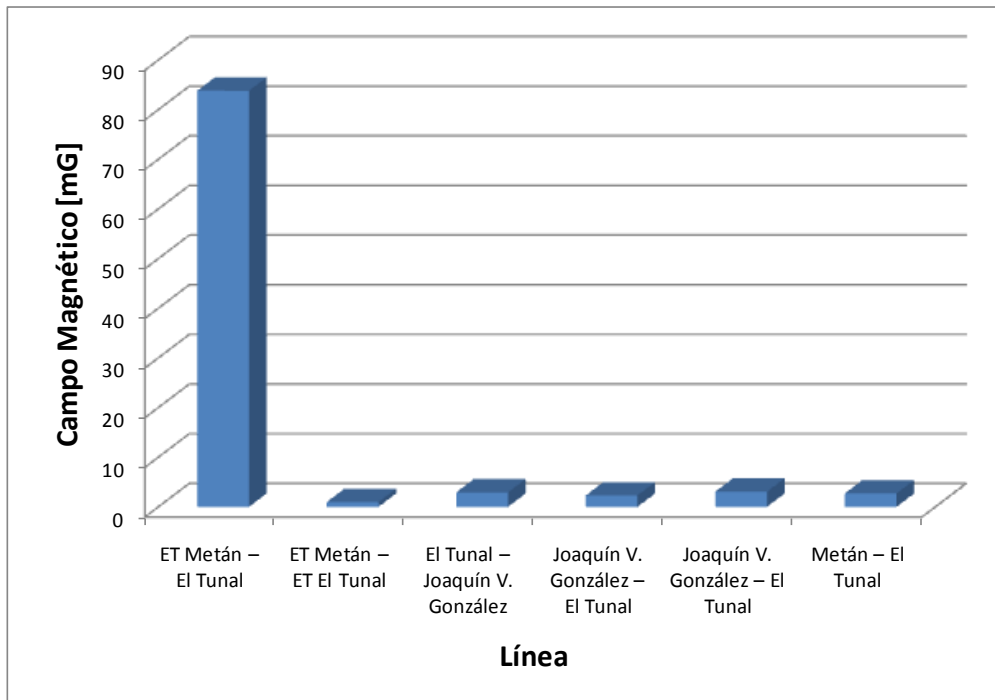


Figura 1: Niveles de campo magnéticos en líneas eléctricas de la provincia de Salta

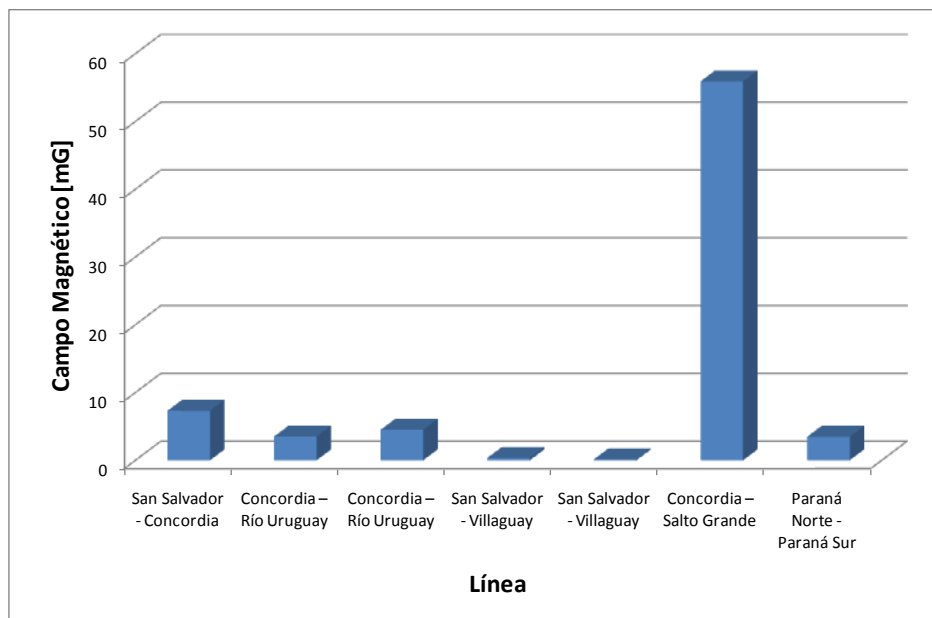


Figura 2: Niveles de campo magnéticos en líneas eléctricas de la provincia de Entre Ríos

En la Figura 3 se muestran los niveles máximos de campos magnéticos registrados en cada una de las provincias incluidas en las campañas de mediciones. Se observan tres provincias con niveles bien superiores al del resto de las provincias. Son el caso de Salta, Santa Fe y Entre Ríos.

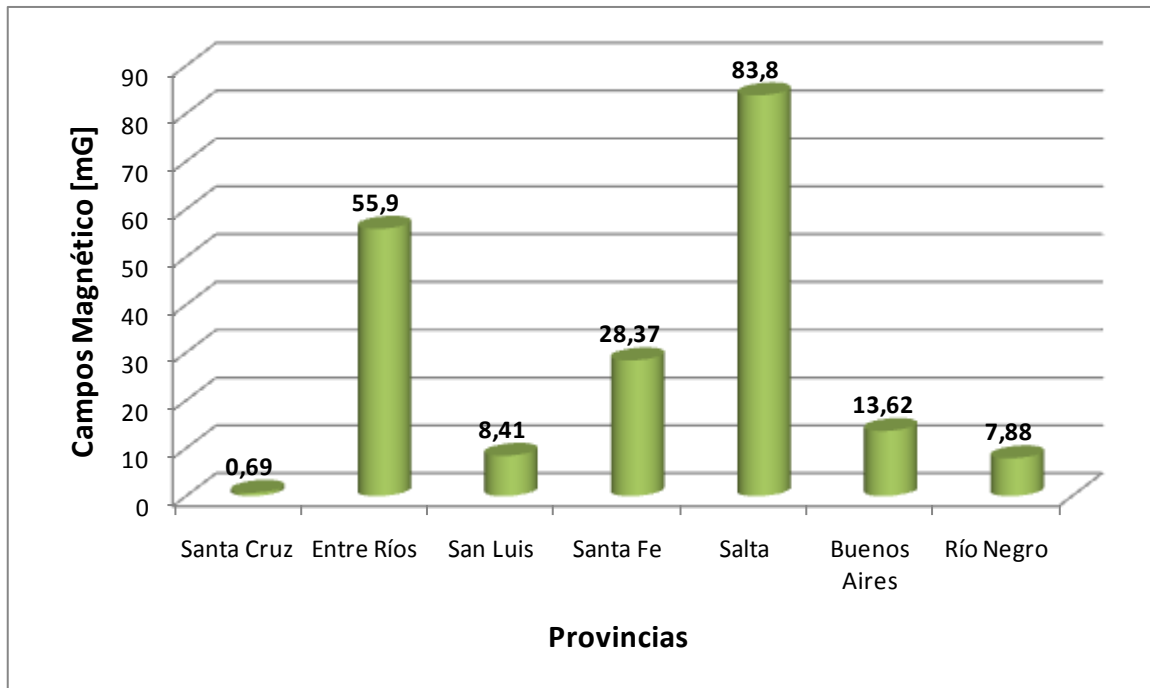


Figura 3: Niveles de campo magnéticos en LATs de las provincias monitoreadas

3.2. Comparación con los valores máximos admitidos por la normativa vigente.

Los límites máximos admisibles de campos magnéticos irradiados por las líneas eléctricas con tensiones de servicio superiores a 13,2 [kV], se encuentran regidos por la Secretaría de Energía, a través de su Resolución N° 77/98 que establece como valor límite de campo magnético 250 [mG] en el borde de la franja de servidumbre de la línea, medido a un metro del nivel del suelo.

Con respecto a este valor, todas las mediciones arrojaron valores que se encuentran muy por debajo del mismo. El valor máximo registrado en la campaña de mediciones es un 66% menor al máximo admisible. Más aún, considerando que la mayoría de los electroductos registraron niveles de campo magnético bastante inferiores al máximo obtenido en la línea de Entre Ríos (ver figura 4), entonces, en promedio los niveles de campo magnéticos se encuentran un 96% por debajo del máximo permitido. Con ello, se puede afirmar que todos los electroductos monitoreados cumplen holgadamente con el nivel exigido por la normativa vigente.

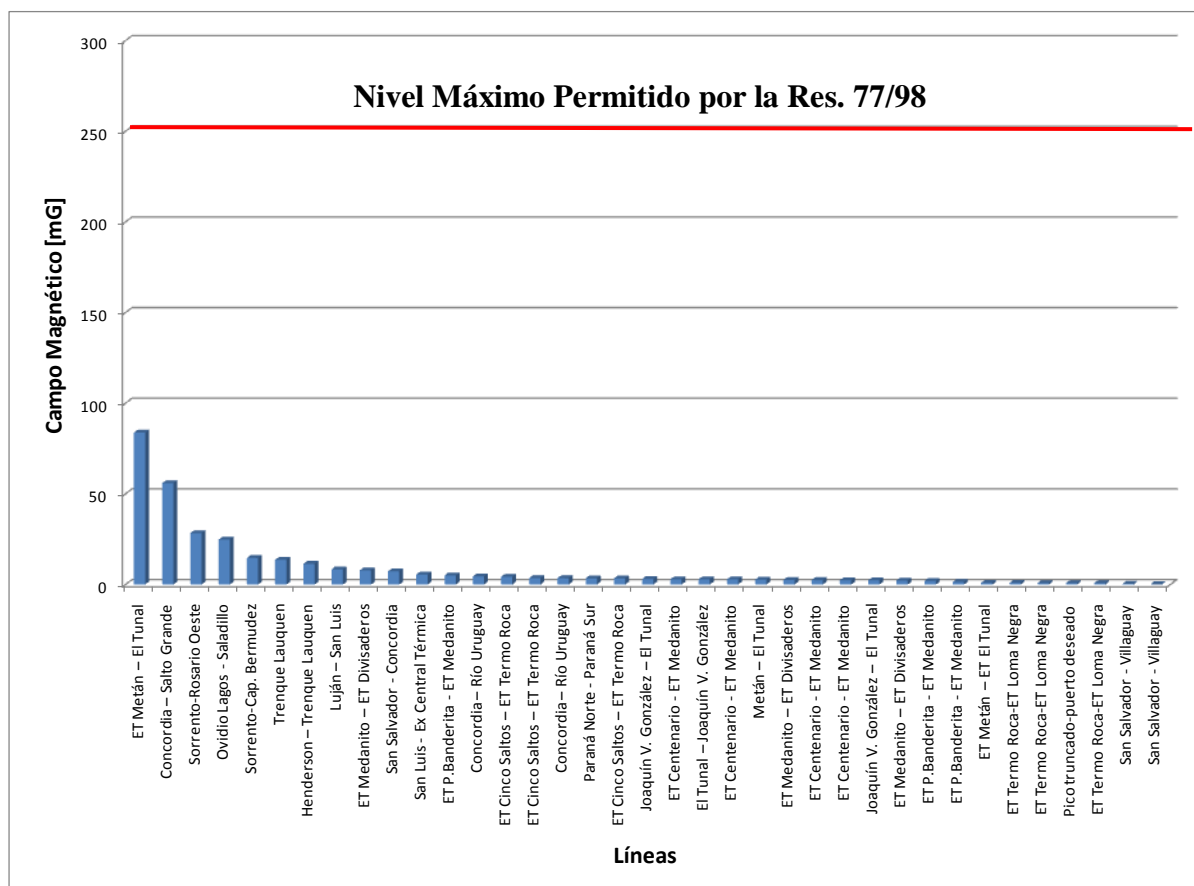


Figura 4: Resumen de los niveles de campo magnéticos en todos electroductos incluidos en la campaña de mediciones 2006-2011

5. ESTUDIO DE CORRELACIÓN ENTRE LA VARIABLE CAMPO MAGNÉTICO Y OTRAS VARIABLES DEMOGRÁFICAS.

5.1. Cálculo del coeficiente de correlación lineal de Pearson.

El estudio de correlación consistió en analizar la posible relación lineal existente entre los niveles de campo magnético registrados con respecto a las siguientes variables demográficas y técnicas que puedan representar las causas de tales niveles de emisión:

- Corriente de servicio
- Altura libre
- IDH
- PBI
- Densidad poblacional

También se evaluó la posible correlación lineal con alguna variable que pueda arrojar algún indicio de sus efectos, tal como la tasa de casos de leucemia.

Entonces, se utilizó el coeficiente de correlación lineal de Pearson (r), cuyo valor oscila

entre -1 y $+1$, que es un parámetro estadístico que permite cuantificar la intensidad de la relación lineal entre dos variables.

En su expresión de cálculo, presentada por la ecuación 1, interviene la covariancia de las variables ($Cov(X,Y)$) y su variancia correspondiente (s_x y s_y).

$$r = \frac{Cov(X,Y)}{s_x \cdot s_y} = \frac{\sum_{t=1}^n (X_t - \bar{X}) \cdot (Y_t - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{t=1}^n (X_t - \bar{X})^2} \cdot \sqrt{\sum_{t=1}^n (Y_t - \bar{Y})^2}} \quad (1)$$

El análisis de correlación se realizó entre las variables de campo magnético obtenidas para cada una de las provincias y las variables demográficas y técnicas anteriormente mencionadas.

Se buscó identificar si alguna de estas variables manifiesta un comportamiento lineal en su variación con relación al campo magnético registrado, de modo de realizar inferencias como por ejemplo entre aquellas variables que representan el desarrollo económico y el estado de bienestar de la población, tales como el IDH y el PBI, con lo cual se podría justificar la mayor potencia transportada por los electroductos, como también el incremento notable del tendido eléctrico tanto de alta como de media y baja tensión, sinónimos ellos de una mejor calidad de vida de la población.

Por otra parte, se intentó buscar alguna posible causalidad entre los niveles de radiación registrados y los índices de casos de leucemia en la región. No obstante, es dable acotar que, tal como se mencionó en párrafos anteriores, aún no hay estudios concluyentes que permitan arrojar un veredicto entre los niveles de exposición del cuerpo humano a campos magnéticos de frecuencia industrial y patologías médicas, principalmente la leucemia infantil.

En la tabla 1, se muestra el r obtenido para el análisis de correlación entre las variables demográficas y el campo magnético registrado en el plan de mediciones. Según los resultados, todos los indicadores demográficos presentan una correlación lineal negativa, mientras que las variables técnicas y la tasa de casos de leucemia infantil mantienen una relación positiva. Las correlaciones a destacar son por un lado, la del PBI que presenta una correlación negativa moderada y por otro, la corriente de servicio, representando una correlación positiva fuerte.

Variable demográfica	Densidad de Potencia Promedio	Tipo de Correlación
Densidad Poblacional	-0,02	Negativa Débil
PBI	-0,50	Negativa Moderada
IDH	-0,44	Negativa Débil
Leucemia Infantil	0,04	Positiva Débil
Corriente de Servicio	0,54	Positiva Fuerte
Altura Libre	0,12	Positiva Débil

Tabla 1. Resultados del análisis de correlación entre variables demográficas y campo magnético

Los datos referentes a la densidad poblacional, el PBI y el IDH, fueron recolectados de los resultados previsionales del Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda realizado por el INDEC en el año 2010 [9]. Por otra parte, para la tasa de casos de leucemia infantil, se trabajó con los datos del Atlas de Mortalidad por Cáncer 2004-2010 realizado en forma conjunta por el Ministerio de Salud de la Nación y el Instituto de Oncología Dr. Ángel Roffo [10]. En el estudio de correlación se consideró únicamente la tasa de casos de leucemia linfocítica cada 100.000 niños varones con edad comprendida entre los 5 y 14 años. Con respecto a la misma, la tabla 2 muestra el indicador de tal tasa para cada una de las provincias incluidas en este estudio.

Provincia	Tasa de casos cada 100.000 habitantes de Leucemia Linfocítica en Varones de 5 a 14 años
Santa Cruz	1,80
Entre Ríos	1,45
San Luis	1,65
Santa Fe	0,85
Salta	1,50
Buenos Aires	0,85
Río Negro	1,20

Tabla 2. Tasa de Casos de Leucemia Linfocítica en diferentes provincias

5.2. Análisis de significación de la correlación fuerte.

Posteriormente, se realizó un análisis de significación de la correlación, con el propósito de determinar si el r obtenido representa efectivamente una relación lineal fuerte entre las variables campo magnético con la corriente de servicio o tan solo presentan dicha relación como consecuencia del azar.

Un r se dice que es significativo si se puede afirmar, con una cierta probabilidad, que es diferente de cero.

Entonces, desde el supuesto de la Hipótesis nula la distribución muestral de correlaciones procedentes de una población caracterizada por una $r=0$ sigue una ley de Student con $N-2$ grados de libertad, de media el valor poblacional y desviación tipo.

En consecuencia, dado un cierto r obtenido en una determinada muestra se trata de comprobar si dicho coeficiente es posible que se encuentre dentro de la distribución muestral especificada por la Hipótesis nula.

A efectos prácticos, a través de la ecuación 2 se calculó el número de desviaciones tipo (t) que se encuentra el coeficiente obtenido:

$$t = \frac{r}{\sqrt{\frac{1-r^2}{N-2}}} = \frac{0,54}{\sqrt{\frac{1-0,54^2}{25-2}}} = 3,0769 \quad (2)$$

El valor obtenido fue comparado con el existente en las tablas para un cierto nivel de

significación (α) y N-2 grados de libertad, que marca el límite (baja probabilidad de ocurrencia, según la Hipótesis nula) de pertenencia de un cierto coeficiente r a la distribución muestral de correlaciones procedentes de una población con hipótesis nula.

$$t_{\text{tabla}} = 1,7139 \Rightarrow t_{\text{tabla}} < t \quad (3)$$

Entonces se rechaza la Hipótesis nula con un riesgo (máximo) de error del 0,05%. La correlación obtenida no procede de una población caracterizada por una correlación de cero. Concluimos, pues, que ambas variables presentan una relación estrictamente lineal.

5.3. Demostración física de la correlación fuerte entre el Campo Magnético y la Corriente de servicio.

La relación lineal existente entre las intensidades de corriente eléctrica que circulan por las LATs y las magnitudes de campos magnéticos originados por las mismas fue convalidada tanto por mediciones de campo –a través de la gran cantidad de mediciones de campo- como por el estudio estadístico del conjunto de datos recolectados de la campaña de mediciones. Por ello, estas afirmaciones quedan justificadas además bajo la expresión física de cálculo de los campos magnéticos en los diversos ejes coordenados, según se observa en la expresión (4) donde queda de manifiesto la relación lineal entre la corriente y el campo magnético.

$$B = \frac{\mu_0 \cdot \mu_r \cdot I}{2 \cdot \pi \cdot r} \cdot a_\phi \quad (4)$$

Referencias:

μ_0 : permeabilidad en el vacío

μ_r : permeabilidad relativa del material

a_ϕ : vector unidad de la dirección del flujo magnético

I: corriente de servicio

A su vez, en la figura 5 se presenta la evolución de las corrientes de servicio y los campos magnéticos en las diferentes LATs monitoreadas. Se deduce que las excursiones de ambas variables presentan un comportamiento casi idéntico.

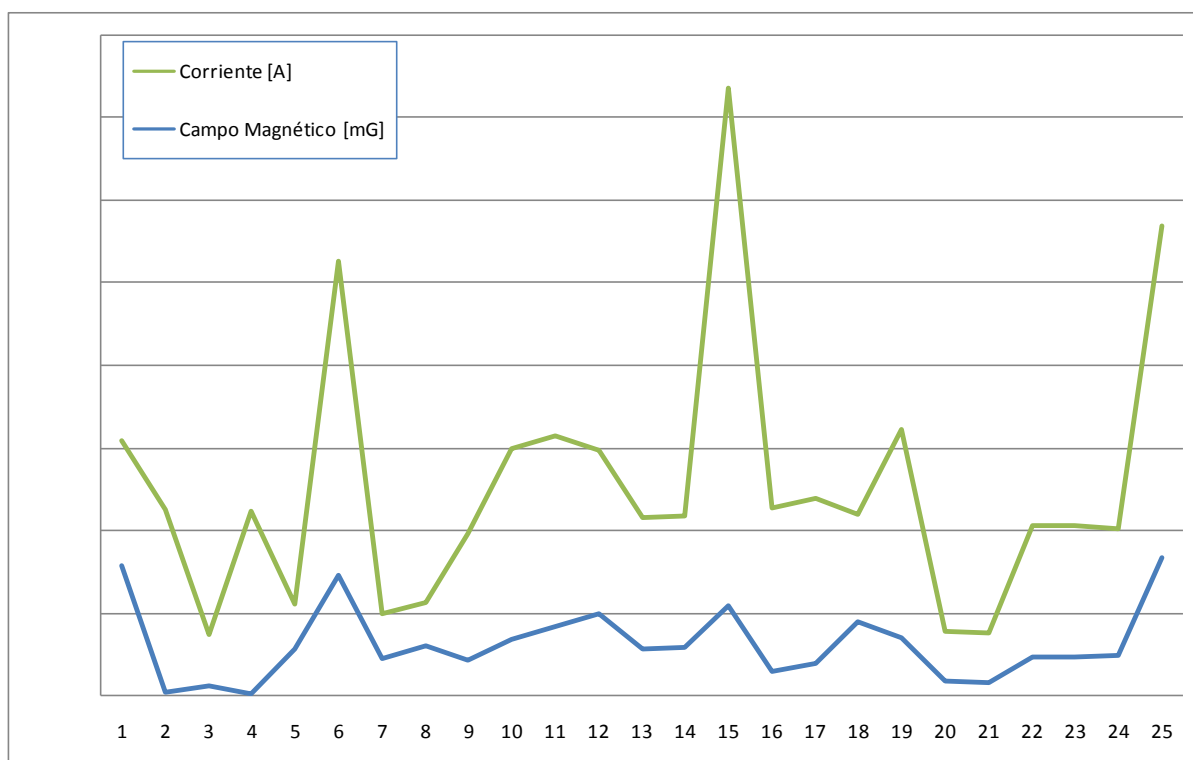


Figura 5: Relación entre los niveles de campo magnético y la corriente de servicio transportada por la LAT

6. CONCLUSIONES

Los valores registrados en el plan de mediciones realizado en siete provincias de la República Argentina son marcadamente inferiores a los máximos admisibles en la normativa nacional. En el caso más desfavorable, registrado en una LAT de la provincia de Salta, el valor máximo medido de campo magnético sobre la franja de servidumbre resulta ser 3 veces inferior al máximo permitido por la resolución 77/98 del ENRE. Esto refleja que los niveles de contaminación por campos magnéticos de frecuencia industrial en líneas de 132 [kV], para el caso de exposición permanente de la población son actualmente poco significativas respecto a los límites admisibles.

Del conjunto de provincias incluidas en la campaña de mediciones del período 2006-2011, Entre Ríos y Salta presentan los niveles máximos de campos magnéticos registrados.

El análisis de correlación lineal entre variables demográficas y el campo magnético registrado muestra índices de correlación negativos, pero débiles, de modo que no puede corresponderse con los niveles de campo magnético.

En cambio, las variables de corriente de servicio, altura libre de cables y la tasa de casos de leucemia infantil en varones, manifiesta una correlación positiva, por lo general débil. La excepción se observa en la corriente de servicio, que muestra una correlación positiva fuerte que, de acuerdo al análisis posterior de significación, se valida estadísticamente dicha relación. Es de destacar que las leyes propias de la física dan sustento a esta

relación, donde se observa una dependencia directamente lineal entre el aumento de la intensidad de la corriente de servicio y su consecuente incremento del campo magnético generado por la misma.

La insuficiente dependencia lineal encontrada en casi la totalidad de las variables analizadas con respecto al campo magnético, no invalida la posibilidad de otro tipo de correlación entre las mismas. En trabajos futuros se pretende estudiar la posibilidad de correlación no lineal (cuadrática, cúbica, etc) entre la variable campo magnético y las variables demográficas analizadas.

REFERENCIAS

- [1] Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA). Síntesis del mercado eléctrico mayorista de la República Argentina. (2011).
- [2] Pérez Rebolledo, H.; Zavala Silva, M. Y Galván Diego, A. "Campos electromagnéticos producidos por líneas de transmisión y la compatibilidad electromagnética en derechos de vía compartidos". Boletín IIE, (1998).
- [3] Repacholi, M. H. "Cancer from exposure to 50/60 [Hz] electric and magnetic fields: A major scientific debate". *Austalas Phys Eng Sci Med* 13; pp: 4-17. (1990).
- [4] National Research Council (NRC). "Possible health effects of exposure to residential electric and magnetic fields". Washington: NAS Press. 314. (1996).
- [5] Moreno, R.; Guemes, J.; Pico, I. "Análisis del campo magnético en una línea eléctrica de AT". Departamento de Ing. Eléctrica, Universidad del País Vasco. (2004).
- [6] National Radiological Protection Board (NRPB). "Electromagnetic Fields and the Risk of Cancer". Vol. 3. Chilton, Reino Unido. (1992).
- [7] Organización Mundial de la Salud (OMS). "What is EMF?". (2003)
- [8] Moulder, J. E. "Campos electromagnéticos y salud humana". Medical College of Wisconsin. (2002).
- [9] Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). "Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda". (2011).
- [10] Ministerio de Salud de la Nación. "Atlas por Mortalidad por Cáncer 2004-2010". (2011).

CONTAMINACIÓN ELECTROMAGNÉTICA CAUSADA POR LA TELEFONÍA CELULAR Y LOS ARTEFACTOS COTIDIANOS

Luján¹, Juan C.; Neme¹, Nadim; Teruel², G.; Gálvez², O.; Godoy², L.M.

1: CEDIA, UTN
Facultad Regional Tucumán,
Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán. jclujan53@yahoo.com.ar

2: Departamento de Ingeniería Electrónica,
UTN Facultad Regional Tucumán.

Resumen: *El presente trabajo consiste en una numerosa cantidad de mediciones de campos electromagnéticos emitidos por diversos artefactos usuales en casas; laboratorios; talleres; oficinas; consultorios médicos; automóviles; ambientes abiertos; vía pública; etc.*

Se analizaron, como fuentes emisoras de ondas electromagnéticas, teléfonos celulares de distintas marcas comerciales; sistemas de WiFi domiciliarios; teléfonos inalámbricos; módem para internet; monitores de rayos catódicos y de cristal líquido; afeitadoras eléctricas; licuadoras; hornos microondas; lámparas de bajo consumo; tubos fluorescentes; lámparas de filamento y otros artefactos, estudiándose la variación del campo electromagnético a diferentes distancias de las fuentes emisoras.

Estos estudios constituyen una base de información precursora de una investigación orientada a establecer si los campos eléctricos encontrados pueden producir efectos adversos en algunos seres vivos incluyendo el hombre. La investigación biológica se encuentra paralelamente transitando los estadios iniciales, ya se encontraron algunos efectos apreciables, aunque otros tal vez se manifestarán a largo plazo, ya que los efectos adversos en los seres vivos requieren de varias generaciones de control.

Se utilizó un medidor de inmisión electromagnética normalizado y un circuito antena compuesto por espiras de cobre y diodos de germanio de baja impedancia, entre otros instrumentos.

Llamó la atención la elevada intensidad de campos en los antiguos celulares analógicos, en las lámparas de bajo consumo, las pantallas de rayos catódicos y los motores universales de afeitadoras y licuadoras; además se desestimó la importancia de los efectos térmicos causados por los teléfonos celulares móviles.

Palabras Clave: Radiación Electromagnética, Campo Eléctrico, Teléfonos Celulares, Microondas.

1. INTRODUCCIÓN

Organismos mundiales de Salud como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC) y otros, anunciaron recientemente en Lyon, Francia, que la emisión de los celulares podría llegar a ser posible factor cancerígeno

para las personas. Dichos organismos de salud atribuyen posibles casos de cáncer a los campos electromagnéticos que son generados por las radiofrecuencias utilizadas por los celulares, afirmando que estos campos aumentan un 40% las probabilidades de aparición de gliomas (cáncer cerebral) en las personas que hayan utilizado más de treinta minutos por día un móvil durante diez años. Según las pruebas reunidas por un grupo de investigadores de la OMS, se puede decir que hasta ahora la emisión de los móviles se situaría en la categoría 2B. Estas son categorías donde se colocan las evidencias limitadas sobre la posibilidad de aumentar el riesgo de contraer cáncer en los humanos (por ejemplo, el grupo 2A son los probablemente carcinógenos y el 1A son para los que ya se tienen evidencia suficiente). Con esta clasificación podemos decir que las emisiones de los celulares entran en la misma categoría que otros 400 factores ambientales como sustancias químicas; exposiciones laborales; agentes físicos y biológicos; virus oncógenos y demás. A todo esto, se puede decir que lo que se está tratando de demostrar es que puede existir una probable relación entre las emisiones de teléfonos celulares y el aumento en las probabilidades de contraer ciertos tipos de cáncer. Es por eso que se están realizando estudios a largo plazo, para saber más sobre esta situación y lograr controlar así esta peligrosa relación entre las emisiones de los celulares y el cáncer. Con esto no se quiere decir que los celulares sean malos para las personas, pero por ahora se recomienda tener una menor exposición directa con los móviles, utilizando más “el manos libres” o los mensajes de texto.

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 bacterias y levaduras en plena fase de multiplicación, como así también el efecto sobre la germinación de semillas de algunas plantas, el crecimiento en sus estadios iniciales y la fertilidad de las siguientes generaciones. También se estudia la permeabilidad de cráneos de chanchos (post mortem) a la radiación de los celulares, utilizando medidores de campo eléctrico y de potencia electromagnética por unidad de área con sondas de sensibilidad apropiada. El trabajo contiene una primera etapa que contempla la medición de parámetros físicos y la segunda incursiona en experiencias biológicas con organismos vivos.

2. EL ESPECTRO ELECTROMAGNÉTICO

En la figura siguiente puede verse la lejanía existente entre las frecuencias de los celulares y las radiaciones ionizantes. Las últimas van desde el ultravioleta, pasando por los rayos X hasta los letales rayos gamma. En tanto que, si nos referimos a las radiaciones infrarrojas, éstas tienen aplicaciones terapéuticas en el tratamiento de enfermedades artríticas y reumáticas, lo cual habla de su relativa inocuidad, siempre y cuando por su cercanía y tiempos de exposición no provoquen quemaduras de la piel.

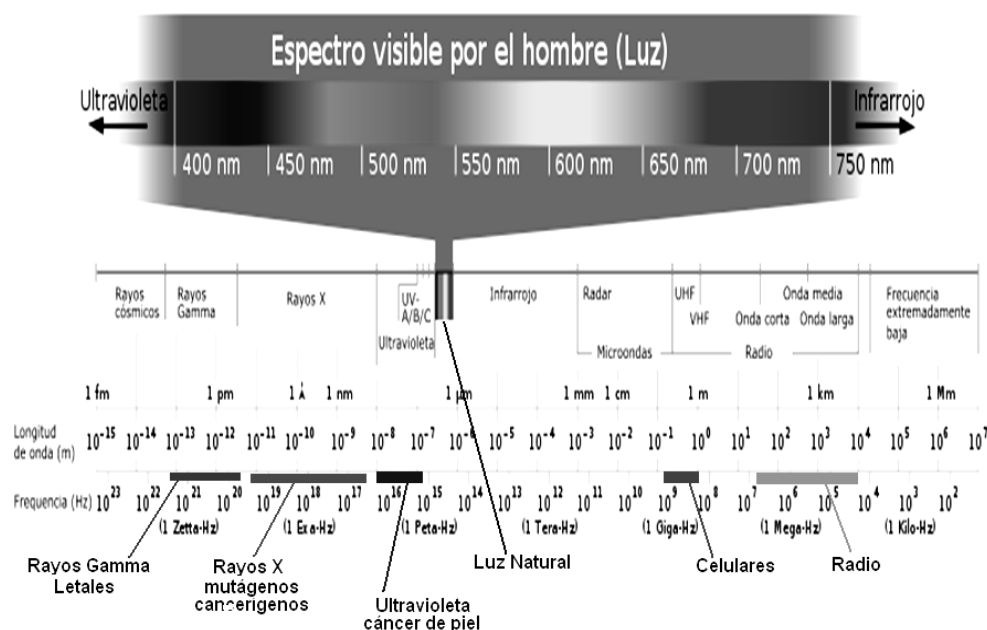


Fig.1- Espectro electromagnético con las posiciones relativas de las ondas de radio hasta los rayos gamma, pasando por la región visible de la luz natural

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los siguientes equipos y elementos:

- Medidor de Campo Electromagnético NARDA EMR 300, 100 KHz a 3 GHz.
- Sensor de antena a cuadros con espiras y puente de diodos de germanio de bajaimpedancia con un tester digital.
- Galvanómetro de cuadro móvil de 25 micro amperes.
- Celulares Microtac Lite SNN5066A “Motorola” analógicos, potencia 36mw frecuencia de emisión constante 848,97 MHz, con antena unifilar de 8 cm.
- Celulares Motorola digital C700, Celulares Motorola digitales Space XT.
- Celulares Nokia digitales YGC9615. Teléfono Inalámbrico Panasonic.
- Hornos de Microondas Philco 850 W y Westinghouse de 700 W y 2.400 MHz
- Televisores con tubos de rayos catódicos, varias marcas, JVC, Philips, Philco
- Netbook marca INTEL y monitores de rayos catódicos IBM.
- Caja metálica 40 cm x 20 cm, x 15 cm con tapa abatible (jaula Faradayca).
- Cámara de Irradiación de Polipropileno.
- Lámpara germicida 6 W, 254 nm radiación ultravioleta actínica.
- Afeitadoras Philipshave HP 1606.
- Tester digital con sonda y termocupla a distancia.
- Termómetro clínico y termómetro de alcohol-vidrio.
- Modem Wi Fi Huawei.

Fuente Emisora * emitiendo	Distancia (cm)	Intensidad de campo E (V/m)	Densidad Superficial de Potencia (mW/cm²)	Campo H Amperes/metro
Campo Eléctrico Base en el Lugar	-----	0,20	0,07	0,007
Cel. Microtac Motorola St By	0	0,80	0,40	0,030
Cel. Microtac Motorota emit. *	0	Antena 72 Auricular 60	130	0,320
Cel. Microtac Motorota emit. *	10	32	55	0,084
Cel. Microtac Motorota emit. *	20	22	35	0,057
Cel. Microtac Motorota emit. *	30	18	18	0,040
Cel. Microtac Motorota emit. *	50	8	11	0,024
Cel. Microtac Motorota emit. *	100	4	5	0,014
Cel.Nokia en stand by a 0 cm	0	Frente 0,41 Dorso 0,14	0,21	0.014
Celular Nokia emitiendo	0	2,04	3,06	0,043
Celular Nokia emitiendo	10	0,06	1,07	0,013
Celular Motorola 707 stand by	0	0,50	0,20	0,010
Cel. Motorola 707 emitiendo *	0	2,10	3,20	0,055

Tabla 1 - Mediciones de Campo Eléctrico y Potencias emitidos por tres tipos de teléfonos celulares

4. MEDICIÓN DE PARÁMETROS ELECTRO MAGNÉTICOS EN CELULARES

En la Tabla 1 puede observarse la brusca caída del campo eléctrico cuando retiramos el sensor de la fuente radiante, lo cual resulta compatible con la recomendación de la Organización Mundial de la Salud de utilizar dispositivos de manos libres para alejar los celulares de sectores muy sensibles a las radiaciones tales como las glándulas tiroides, las paratiroides, las parótidas y el cerebro, este último recibe la radiación en forma directa a través del conducto auditivo. No obstante, el alejamiento del celular debería acompañarse de otra medida precautoria, la colocación de una lámina de aluminio de 10 micrones de espesor dentro de la funda del celular, interpuesta entre el celular y el cuerpo de la persona que lo porta. La lámina de aluminio debe cortarse con una tijera común, según la geometría y medida interna de la funda, y el teclado del celular debería colocarse orientado hacia el cuerpo del portador, de modo que la antena quede hacia la parte posterior.

5. PRUEBAS DE ATENUACIÓN DE CAMPOS

A continuación se estudia la atenuación de la intensidad del campo electromagnético al atravesar el vidrio, el papel, una lámina de aluminio y un cráneo porcino recién faenado. El ensayo se realiza con un celular Microtac Motorola, con antena mono filar desplegada en modo de emisión continua. Se colocan los materiales de atenuación envolviendola antena y parte de la zona del audífono, mostrándose los resultados en la Tabla 2. Como podrá observarse, las radiofrecuencias emitidas por el celular dada su larga longitud de onda, demuestra poca capacidad de penetración sobre los materiales ensayados, encontrándose atenuaciones bajas de un 20 % para una lámina de cartón de 1 mm, llegando a valores de 69,3 % para el cráneo porcino por vía frontal y siendo nula a través de una lámina de aluminio de 10 micrones.

Ensayo	Campo Eléctrico E (V/m)	Campo Eléctrico Trans Material(V/m)	Atenuación
Celular emitiendo a 0 cm del sensor	75 sinobstáculo	60 (cartón de 1 mm)	20 %
Celular emitiendo a 0 cm del sensor	75 sin obstáculo	50(vidrio 1 mm)	33 %
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	0 (lámina de Al de 20 um de espesor)	100 %
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	8,29(cráneo porcino trans hueso frontal)	69,3 % permeado 30,7%
Celular emitiendo a 6 cm del sensor	27 sin obstáculo	15(cráneo porcino por conduct. auditivo)	43,0 % permeado 57,0 %

Tabla 2 - Medición de la atenuación del CEM con diferentes materiales y un cráneo porcino por vía frontal y a través del conducto auditivo.(*) Celular analógico Microtac

6. MEDICIONES DE CAMPOS EMITIDOS POR OTRAS FUENTES COTIDIANAS

Se realizan mediciones de emisión de campos electromagnéticos de monitores de rayos catódicos, afeitadoras eléctricas, licuadoras de cocina, hornos de microondas, lámparas de bajo consumo, centrales telefónicas de Wi Fi y otros artefactos que nos rodean en la vida diaria. Los resultados se exponen en la Tabla 3, mostrando campos eléctricos y densidades superficiales de potencia muy intensos, y varias veces por encima de los valores registrados en las pruebas con teléfonos celulares y centrales caseras de Wi Fi.

Pueden observarse altas intensidades de campo con las lámparas de bajo consumo, licuadoras, afeitadoras y monitores de rayos catódicos, no así en el caso de monitores de cristal líquido ni lámparas de filamento.

Fuente Emisora	Distancia (cm)	Intensidad de Campo E (V/m)	Densidad Superficial de Potencia (mW/cm ²)
Monitor Rayos Catódicos	0	12,72	14
Monitor Rayos Catódicos	40	3,40	2,000
Monitor de Cristal Líquido	0	0,20	0,001
Afeitadora Eléctrica	0	12,3	0,011
Licuada	20	28,9	22
Fuente para Recargar Pilas	20	1,21	0,970
Horno Micro ondas frente visor,2450MHz	20	2,20	1,320
Celular Analógico	0	60	130
Celular Digital	0	2,03	3,06
Lámpara Bajo Consumo 25 W	0	280	18
Lámpara Bajo Consumo 25 W	20	5,0	0,12
Lámpara Bajo Consumo 25W	40	1,0	0,050
Lámpara Filamento 60 W	0	1,03	0,003
Lámpara Filamento 60 W	40	0,14	0,001
Central Tel. Inalámbrica St By	0	0,007	0,000
Central Telefónica Inalámbrica en llamada	0	0,047	0,001

Tabla 3 - Mediciones de Campo Eléctrico y Potencias emitidos por otros artefacto

7. MEDICIONES COMPARATIVAS LLAMANDO DESDE AUTOMÓVILES

Se realizaron mediciones de intensidad de campo con celulares llamando desde el interior de automóviles cerrados y se las comparó con llamadas en playa abierta en los mismos sitios, encontrándose diferencias apreciables entre ambas, las cuales pueden verse en la Figura 2. Además se realizaron pruebas dinámicas llamando desde automóviles que se alejaban de antenas de telefonía celular, encontrándose una elevación de las intensidades de emisión en dichos casos. También se hizo lo propio desde cajas metálicas cerradas con el celular adentro, comparándose con llamadas realizadas en el exterior de las cajas.

La Tabla 4 muestra que al llamar desde el interior de un automóvil la intensidad de campo eléctrico se multiplica 2,29 veces y la densidad superficial de potencia lo hace 3,8 veces.

En tanto que en el caso del celular encerrado en una caja metálica, al llamar emite un campo eléctrico 4 veces mayor que si lo hiciera desde el exterior de la caja, o bien si la caja estuviera con la tapa abierta permitiendo la salida de las ondas electromagnéticas.

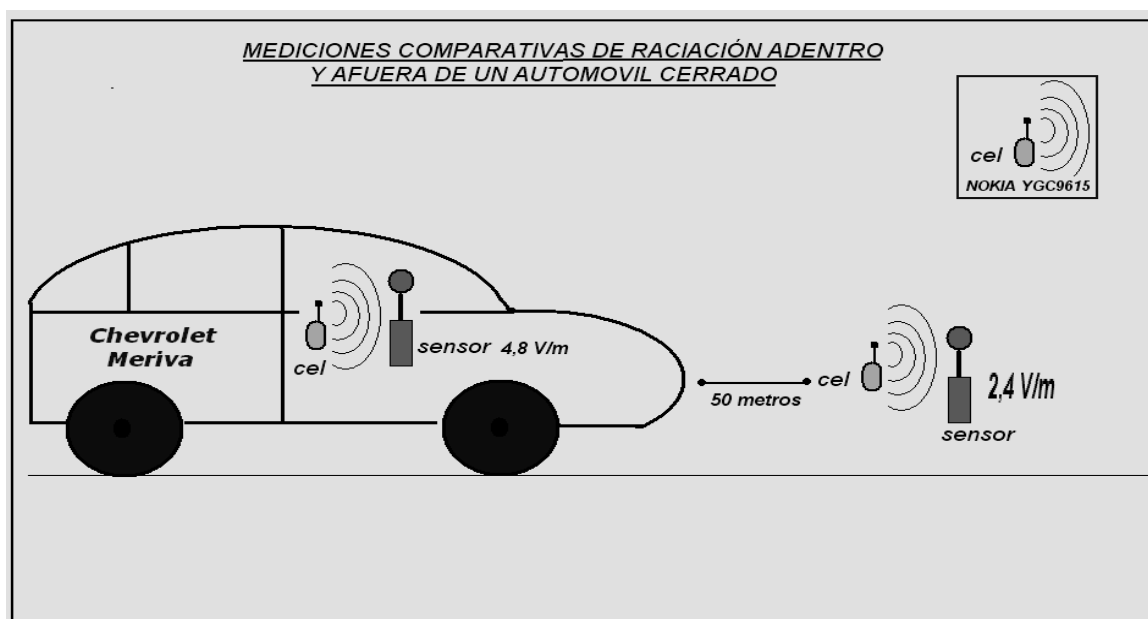


Figura 2 - Comparación al emitir desde el interior de un automóvil y hacerlo afuera

Por otra parte, se realizaron mediciones de celulares emitiendo desde automóviles alejándose de antenas situadas en los bordes de la red de telefonía a velocidades de 120 Km/hora, y se encontró una elevación en las emisiones del 20% con respecto a los valores medidos en reposo, es decir dentro del automóvil pero detenido

8. EFECTOS TERMICOS DE LOS TELÉFONOS CELULARES

En la siguiente sección se estudia el calor y la temperatura producidos sobre tejidos biológicos cuando están expuestos al celular durante la emisión de ondas causadas por una llamada telefónica, los resultados se resumen en la Figura 3 Como podrá observarse en la Figura 3, los tejidos biológicos insertados en la antena durante llamadas largas, de más de 40 minutos, solo alcanzan a incrementar 2 °C la temperatura de la carne y solo 1 °C la temperatura de la grasa. No obstante, si se adhiere la carne a la rejilla del audífono impidiendo la salida del aire caliente del interior del celular, al impedir la disipación del calor, el tejido se calienta 8 °C alcanzando una temperatura final de 32 °C, mientras que en el interior del celular la temperatura llega a 41 °C. Debe considerarse que, a diferencia del pabellón auditivo humano que posee capacidad de disipación a través de la circulación sanguínea y la evapotranspiración, la carne vacuna y la grasa a no estar integradas in vivo al sistema circulatorio no poseen la posibilidad de evacuar el calor por dicha vía. Con estos ensayos experimentales se demuestra que los celulares no pueden ejercer efectos térmicos significativos dentro del cuero cabelludo y menos aún en el interior del cráneo humano que puede atenuar entre un 43% y 69% el campo de radiación del teléfono celular

Fuente Emisora	Distancia Celular-Sensor (cm)	Intensidad de Campo E (V/m)	Densidad Superficial Potencia(mW/cm ²)
Llamando dentro de automóvil , celular digital	0	5,5	0,038
Llamando fuera de automóvil , celular digital	0	2,4	0,010
Celular Analógico llamando desde caja metálica cerrada	0	150	-----
Celular digital llamando desde caja metálica cerrada	0	29	-----

Tabla 4 - Parámetros comparativos de emisión por efecto faradayco, al emitir desde el interior de estructuras metálicas, automóvil y caja de metal totalmente cerrada.

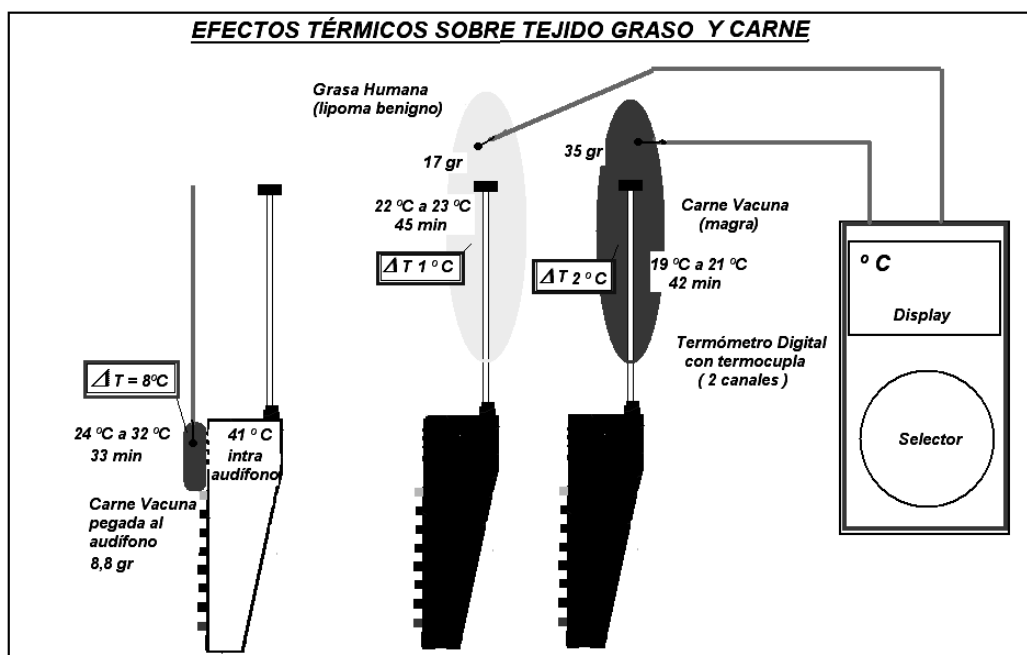


Figura 3 - Incrementos comparativos de temperatura producidos por un celular analógico, sobre carne vacuna y grasa humana, en la zona de antena y pegado al auricular durante llamadas de larga duración

9. ENSAYOS CON HUMANOS

Se realizaron 25 ensayos con personas voluntarias a las cuales se les midió con un termómetro clínico la temperatura bucal - sublingual antes y después de una llamada de 30 minutos, las personas estaban en reposo y no se encontraron incrementos superiores a 0,1 °C, lo cual evidencia que los efectos térmicos son irrelevantes, y se corresponde con los ensayos in-Vitro realizados con carne vacuna.

10. ESTUDIOS BIOLÓGICOS EN ETAPA DE VALIDACIÓN

Se están desarrollando en forma experimental desde hace 1 año las siguientes líneas de investigación:

- Germinación de semillas bajo el campo de celulares. Viabilidad posterior y variaciones genéticas en plantas de 3 generaciones.
- Cinética metabólica mitocondrial de levaduras sobre sacarosa y glucosa.
- Acción de las RF sobre proteínas biológicas (albúmina de huevo) y azúcares
- Irradiación de huevos de gallina y seguimiento veterinario de pollos nacidos hasta adultos
- Estadísticas de neoplasias de cerebro cabeza y cuello sobre humanos con uso crónico de RF.
- Estudios hematológicos por punción lóbulo de oreja humana pre y post llamadas telefónicas.

11. CONCLUSIONES

- Los celulares no son la única fuente de radiación de microondas presentes en ambientes cotidianos.
- Una lámpara de bajo consumo puede provocar campos 140 veces más intensos que un celular digital en llamada.
- La radiación emitida por los teléfonos no calienta los materiales orgánicos no biológicos aún en exposiciones prolongadas dado que no entran en resonancia con las frecuencias de los movimientos oscilatorios de las moléculas de agua y otras.
- Las radiaciones de los teléfonos celulares se encuentran muy alejadas del rango de frecuencias ionizantes o excitadoras de orbitales electrónicos de las moléculas.
- El cráneo resulta muy impermeable a la radiación de telefonía celular, atenuando entre un 25% y un 70% según la ubicación del teléfono celular.
- Hablar por celular dentro de estructuras metálicas multiplica varias veces la exposición a su radiación y hacerlo desde automóviles que se desplazan alejándose de las antenas de telefonía celular, también incrementan sus niveles de radiación, sometiendo a los ocupantes del vehículo a mayores niveles de exposición.
- Hasta que haya evidencias biológicas contundentes sobre la nocividad de los celulares, puede aconsejarse como prevención, el uso de dispositivos de manos libres y una lámina de aluminio interpuesta entre el celular y el cuerpo para reducir la exposición a

las ondas electromagnéticas. Colocar una lámina de aluminio entre el celular y el cuerpo apantalla muy bien la radiación que emite dicho equipo.

- El estado actual de las investigaciones desconoce en profundidad los mecanismos biológicos resultantes de la interacción entre las ondas de radio y los seres vivos. La contaminación electromagnética ha aumentado en varios órdenes de magnitud con el crecimiento de la telefonía inalámbrica.
- Los campos electromagnéticos están alterando nuestro mundo mediante vías que no comprendemos bien todavía.

12. REFERENCIAS

- [1] Baldauf, M.A., Herschlein, A., Sörgel, W. y Wiesbeck, W. "Safety distances in mobile communications". 2nd International Workshop on Biological effects of EMFS. (2002)
- [2] Balmori, A. "Aves y telefonía móvil. Resultados preliminares de los efectos de las ondas electromagnéticas sobre la fauna urbana". *El Ecologista* 36: 40.42. (2003).
- [3] Belyavskaya, N.A. "Ultrastructure and calcium balance in meristem cells of pea roots exposed to extremely low magnetic fields". *Adv. Space Res.* 28: 645- 650. (2001).
- [4] Firstenberg, A. "Electromagnetic Fields (EMF). Killing Fields." *The Ecologist*, 34: 5. (2004)
- [5] Haumann, T., Münzenberg, U., Maes, W. y Sierck, P. "HF Radiation levels of GSM cellular phone towers in residential areas." 2nd International Workshop on Biological effects of EMFS. (2002).
- [6] Hüttermann, A. "On the question of a possible contribution to new types of forest damage by electromagnetic radiation" *DerForst -u. Holzwirt*, (1987).
- [7] Hyland, G.J. "Physics and biology of mobile telephony". *The Lancet* 356: 1 - 8. (2000).
- [8] Kiernan, V. "Forest grows tall on radio waves". *New Scientist* 14: 5. (1995).
- [9] Santini, R., Santini, P., Le Ruz, P., Danze, J.M. y Seigne, M. "Survey Study of People Living in the Vicinity of Cellular". (2003)
- [10] Volkrodt, W. "Electromagnetic pollution of the environment. En *Environment and health: a holistic approach*" (ed. Krieps, R.), Luxembourg Ministries of Environment and Health, the Commission of the European Communities and the World. (1988).

TELEFONÍA MÓVIL: DEL “ELECTROSMOG” A LA CONTAMINACIÓN VISUAL

Aguirre, Anibal

División Antenas y Propagación
Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF)
Ministerio de Defensa
JB de La Salle 4397-(1603)-Villa Martelli
e-mail: aaguirre@citedef.gob.ar

Resumen. *El creciente despliegue de las redes de telefonía móvil viene causando preocupación en la población desde hace ya más de una década. Acaso la rápida identificación de antenas afectadas a este servicio y la ligereza con la que se la ha asociado a enfermedades terminales como el cáncer no hace más que justificar la mencionada preocupación. Algunos países como la Argentina han respondido a la misma con campañas de medición de gran escala a fin de caracterizar el problema para después poder tomar las medidas pertinentes. Los resultados de las mencionadas campañas de medición han acotado la problemática del despliegue de estas redes a un problema de impacto visual y a una segunda dimensión ambiental, tal se expone en el presente trabajo, vinculada a la energía utilizada para la prestación del servicio y la visión futura de su minimización.*

Palabras clave: Telefonía Móvil, Medición, Antenas, Energía

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Objetivo

El presente trabajo tiene por objetivo analizar de manera sistémica el real impacto ambiental producido por el sistema de telefonía móvil, como posible contaminante del aire, como consumidor de energía eléctrica y como alteración del paisaje.

1.2 Metodología utilizada

Se utilizó una metodología de relevamiento y análisis integral de: 1) el nivel de Radiación no Ionizante emitido por las antenas de telefonía móvil en un contexto urbano de alta densidad de población, 2) la eficiencia energética del sistema, 3) el impacto visual de los sistemas soportes de antenas (torres, postes y pedestales).

1.3 Situación actual

El “electrosmog” o “contaminación electromagnética” surgió como un apelativo, cargado de prejuicio negativo, de organizaciones europeas defensoras del medioambiente, a modo de caracterizar a la emisión de ondas electromagnéticas, fundamentalmente provenientes de un

sistema de comunicación que multiplicaba rápidamente sus antenas, como el servicio de telefonía móvil.

Claramente la palabra “smog” o “contaminación”, no deja espacio alguno a una interpretación sana del fenómeno en cuestión. Debe recordarse que contaminar es alterar de manera nociva un medio, y para este caso el medio contaminado, no es nada menos que el aire.

El impacto del calificativo y su casi automática asociación con la probabilidad de convertirse en un causante del cáncer no pudo más que causar preocupación y hasta miedo en la población general.

Pero la existencia de una posible “contaminación electromagnética”, no puede haber comenzado con el sistema de telefonía móvil. Desde mediados de la década de 50 se multiplicaron en las grandes ciudades sistemas de Radiodifusión por FM y de Televisión, sumándose así a los ya existentes sistemas de radiodifusión por AM. Estos sistemas antes mencionados, tienen la particularidad de emitir grandes potencias, del orden de las decenas de kilowatts, y de emisión continua, pero caracterizados por poseer una sola antena por sistema.

Acaso el uso y acostumbramiento de la población a estos sistemas, sean la razón principal por lo cual no se los asocia al fenómeno de la “contaminación electromagnética”.

Si bien los emplazamientos asociados a la radiodifusión dependen de las normas de emplazamientos de cada país y el despliegue de antenas de telefonía móvil depende de la orografía de cada ciudad, sus edificaciones, la cantidad de empresas prestadoras y la normativa asociada, para una gran ciudad promedio (mas de un millón de habitantes), puede demostrarse que el nivel de campos electromagnéticos totales (para una banda de paso entre los 200kHz y los 40GHz) a que esta expuesto el público en general se encuentra por debajo de los 2 V/m (o sea una densidad de potencia menor a 1 microwatt por centímetro cuadrado) y que aproximadamente el 80% de ese valor proviene de los sistemas de radiodifusión y TV, mientras que el 20% restante provendría del sistema de telefonía a pleno tráfico, es decir que en horas nocturnas o de bajo trafico de comunicaciones, éste porcentaje decaería aún mas.

A fin de ilustrar lo antes mencionado se adjunta (Ver Tabla 1) la información del aportes de campo eléctrico de distintos servicios (Radiodifusión AM, FM y ambas bandas de telefonía móvil) tomadas a media mañana de un día laborable, a 10 m de altura (para tener mas representatividad fundamentalmente de las señales de radiodifusión) en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Es preciso señalar que los valores mostrados en la mencionada Tabla son consecuentes con otras experiencias internacionales¹.

2. LA DIMENSIÓN AMBIENTAL

Debido a la dinámica social de tratamiento del mencionado es que el tema que nos ocupa ha tomado una dimensión ambiental. Sería preciso preguntarse si las radiaciones provenientes del sistema de telefonía móvil u otro servicio de comunicaciones, no le son propias a una autoridad de Comunicaciones, o de Salud o específicamente de Radiaciones. Pero la imposición de la opinión social, muchas veces mediatizada erróneamente, ha devenido en una dimensión ambiental del problema, es decir, un problema de “contaminación”, para este caso, del aire.

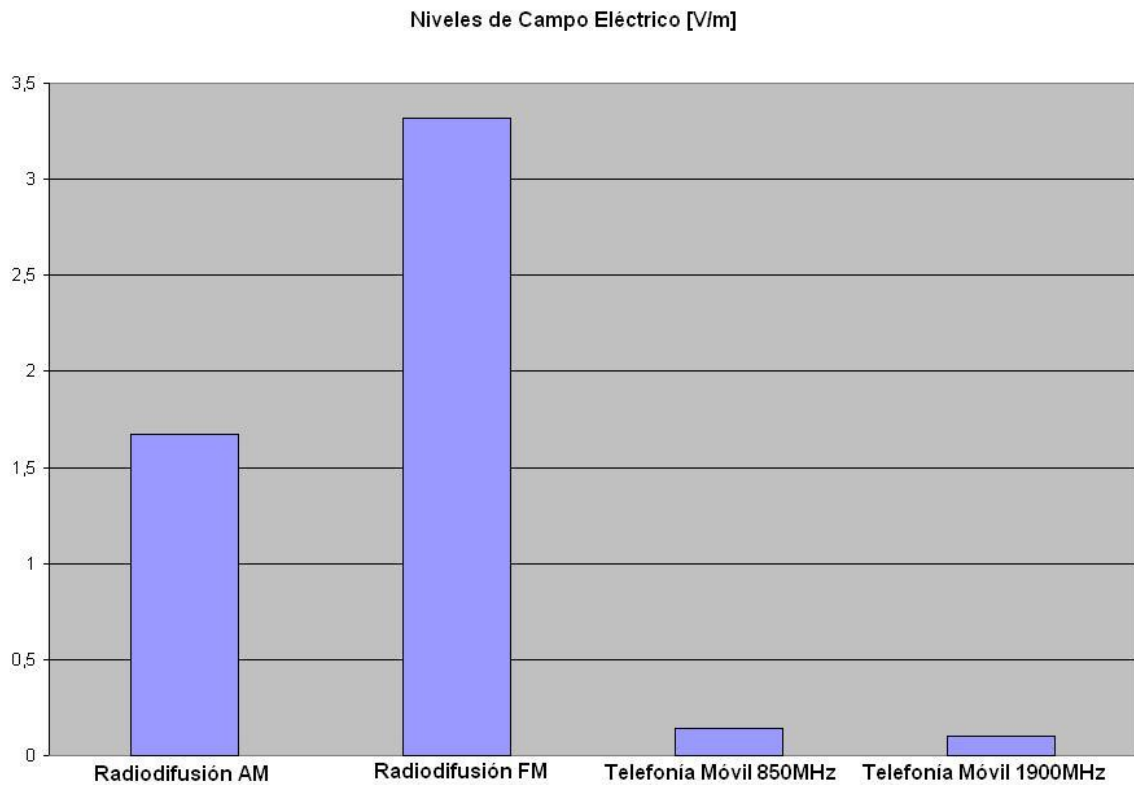


Tabla1 –Niveles de Campo Eléctrico de distintos servicios.

Debe aclararse que contaminar, es por definición, alterar de manera nociva un medio y que para este caso, la alteración nociva después de sucesivas campañas de mediciones alrededor del mundo, no pudo hallarse aún.

Es entonces donde la consideración ambiental del problema puede resumirse en dos aspectos fundamentales, el primero el denominado “impacto visual” proveniente fundamentalmente de las estructuras utilizadas para el soporte de las antenas (ver Figuras 1,2,3 y 4) y el segundo , el cual constituye el aporte del presente trabajo, es la consideración de la demanda energética que soporta al sistema, esto es: cuanta energía necesito para dar servicio en un área determinada.



Figura 1-Monoposte-



Figura 2- Torre Autosoportada-



Figura 3 –Pedestales



Figura 4 –Torre Arriostrada-

2.2. Sobre la eficiencia energética

El despliegue de una red de telefonía móvil en una gran ciudad se encuentra formado, en su mayoría, por dos tipos de sistemas de transmisión denominados “microceldas”, cuyas potencias asociadas están en el orden de los 5W, y “macroceldas” con potencias del orden de los 50W. Ambos tipos de emplazamientos cuentan con un sistema de alimentación eléctrica que contempla: los sistemas de transmisión, los sistemas de procesamiento de señal asociados y los equipos de acondicionamiento de aire cuyo funcionamiento dependerá de las condiciones meteorológicas del lugar de emplazamiento.

La cantidad de estos sistemas que se desplieguen en una ciudad estarán determinados por el área de cobertura donde se desee dar servicio de telefonía. Es aquí, donde a juicio del autor, debe proponerse un índice (I_A : Índice de Aguirre de maximización energética para redes de telefonía móvil) que contemple la energía eléctrica consumida por la “microcelda” o la “macrocelda” respecto del área de servicio cubierta medida en metros cuadrados ($I_A = \text{energía consumida [kW-h]} / \text{área de servicio de la celda [m}^2\text{]}$). Maximizar el presente índice implica, la aplicación de celdas de buena optimización en el consumo, pero fundamentalmente una buena planificación del sistema de telefonía que implica la mejor elección del tipo de antena y sobre todo de su lugar de emplazamiento, a fin de lograr la mejor área de cobertura con la misma potencia radiada.

Buscar entonces la maximización de índice, implica una exigente política de emplazamientos

que permita ubicar las antenas en aquellos lugares donde el lóbulo de radiación de las mismas puedan satisfacer la mayor área de servicio posible para el sistema. Para el caso de las “macrocelas” esta circunstancia suele implicar la búsqueda de un emplazamiento generalmente caracterizado por la elevación, donde se hacen necesarias grandes estructuras de soporte para elevar las antenas.

2.3. Sobre el impacto visual

Es evidente que el emplazamiento de grandes estructuras de soporte, fundamentalmente en zonas rurales, semi-rurales o zonas urbanas de casas bajas, las hace más que visibles y se convierten en un factor obvio de impacto visual para los habitantes del lugar.

En zonas urbanas, la propia existencia de estructuras elevadas, como pueden ser los grandes edificios o torres afectadas a otros servicios, hace posible que los sistemas irradiantes pertenecientes a la telefonía móvil pueden enmascarse de manera de minimizar su impacto visual. Algo similar ocurre si el sistema de soporte no reviste demasiado despliegue vertical y por lo tanto el mismo puede asemejarse a un tanque de agua, chimenea u otro elemento más familiar a los pobladores.

3. CONCLUSIONES

Los valores de radiaciones no ionizantes obtenidos de las distintas campañas de medición en gran ciudades, permiten concluir que de existir el “electrosmog” éste sin dudas es de una intensidad muy pequeña respecto de los límites mas exigentes del mundo, aún aquellos que emanan de criterios NO biofísicos, sino de una interpretación algo extrema de la aplicación del principio precautorio. Además, debe agregarse que de los pequeños valores registrados, solo un 10% o 20% corresponde al aporte de los sistemas de telefonía móvil, cuyas radiaciones se encuentran sujetas al tráfico de comunicaciones y por lo tanto los valores radiados que pueden obtenerse en horarios de bajo tráfico se encuentran por debajo de 0,1V/m.

Entonces, si se deseara explorar el concepto de “contaminación electromagnética” sería tiempo de reorientar la búsqueda al análisis de la radiación aportada por los sistemas de Radiodifusión y TV.

Otro aspecto al que suele relacionarse el “electrosmog” es su posible vínculo con enfermedades, particularmente el cáncer.

Al día de la fecha los usuarios de telefonía móvil ascienden a 5.000 millones en todo el mundo, claramente se constituye en el campo experimental de radiaciones mas importante después de la exposición a las radiaciones provenientes del sol, de existir una relación tan directa entre estas radiaciones y alguna patología grave, las leyes de los “grandes números” ya habrían orientado algo la búsqueda.

Los epidemiólogos mas prestigiosos, algunos de ellos pertenecientes al ICNIRP (Comisión Internacional para la Protección de las radiaciones no Ionizantes-Organismo de Referencia de la OMS en el tema) aún no encuentran correlación alguna entre las radiaciones de telefonía móvil y el cáncer, el estudio “Interphone” aún no ha alumbrado ningún aporte al respecto y el

último informe de la Comisión Internacional para el Desarrollo en Cáncer (IARC)², no hizo mas que clasificar al campo de radiofrecuencias como “posiblemente carcinogénico para los seres humanos” (Grupo 2B), lo que puede ser utilizado como título drástico en la prensa, pero que científicamente no es mas que poner en pie de igualdad a los campos electromagnéticos con la nafta o el gas-oil; de hecho el mismo informe solicita investigar los efectos de bajo nivel de exposición pero en el largo plazo.

Es entonces donde la única “contaminación” que puede considerarse en el corto plazo es la contaminación visual de las estructuras de soporte, la cual solo puede mitigarse con una buena planificación (maximización del índice propuesto), esto es una disminución de la cantidad de antenas, y con políticas de enmascaramiento que permitan disimular su presencia.

La aparición de un índice de mérito, facilita la primer herramienta de comparación inter-redes, hasta el momento era imposible evaluar “¿Qué red es mejor que otra?” y todo quedaba a merced de la buena ingeniería de los planificadores.

El índice presentado constituye una herramienta de comparación doble, un aspecto permite optimizar la cobertura con el menor número de emplazamientos y por lo tanto disminuir el impacto visual, y el segundo aspecto va sobre una de las variables fundamental del ambiente que es el consumo energético; acaso éste sea el costado ambiental mas vulnerable de las redes de telefonía móvil y no es frecuente encontrarlo en la consideración de la preocupación pública ni de los profesionales del área.

El actual despliegue de sistemas distribuidos, esto es, sistemas que utilizan decenas de “microceldas” para lo que antes se necesitaba una “macrocelda” tal vez colaboren para mejorar el impacto visual en zonas de casas bajas, pero a la luz del índice propuesto no constituye un sistema eficiente, acaso será tiempo de pesar de manera adecuada hasta donde el impacto visual condicionará el problema de consumo de energía.

Así las cosas, puede empezar a pensarse que el fin del “electrosmog” vinculado a los sistemas de telefonía móvil podría ocurrir mas temprano que tarde.

REFERENCIAS

- [1] Evaluation of Electromagnetic Field Intensity in the City of Toronto-Gobierno de Canadá-
<http://www.ic.gc.ca/eic/site/smt-gst.nsf/eng/sf09393.html>. Canadá (2012)
- [2] IARC Monographs-Volume 102- “*Non-Ionizing Radiation, Part II: Radiofrequency Electromagnetic Fields [includes mobile telephones]*”-Francia (2011)

IDENTIFICACIÓN Y NIVELES DE EMISIÓN DE LOS CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS IRRADIADOS POR ANTENAS DE TELEFONÍA MÓVIL EN TUCUMÁN

Galvez¹, Oscar; Zalduendo¹, Luis; Teruel¹, Guillermo; Peralta², José y Godoy², Luis

1: Docentes del Departamento de Electrónica,
Facultad Regional Tucumán, Universidad Tecnológica Nacional,
Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán, orgalvez@gmail.com, teruelortizg@gmail.com,
0381-155009009

2: Profesional colaborador,
Facultad Regional Tucumán,
Universidad Tecnológica Nacional.

Resumen. *Este trabajo fue realizado para confeccionar un mapa real de las estaciones de transmisión de telefonía móvil en Tucumán y los niveles de radiación emitidos por las mismas. El impacto de las radiaciones no ionizantes sobre los sistemas vivos tiene mucha difusión sin bases científicas ocasionado en la población desconcierto y preocupación. Se hace evidente la necesidad de la identificación y de la medición de los niveles de los campos electromagnéticos irradiados por dichas antenas, no descartando la necesidad en un futuro de estudiar la influencia de otras fuentes de radiación electromagnéticas. Este proyecto ha comenzado por la capital de la provincia, la cual está densamente poblada. Las mediciones se realizaron en tres campañas desde el año 2008 hasta el 2011 abarcando 128 sitios de medición. El equipo utilizado fue el EMR 300 para medición isotrópica de campos eléctricos y la sonda empleada fue Electric Field Probe Type 18.00. Los resultados obtenidos muestran valores de medición muy por debajo de los valores de referencia de las normas legales de nuestro país, de tres órdenes de magnitud por debajo del máximo permitido y la mayoría de las antenas se encuentra en zonas densamente pobladas.*

Palabras claves. Radiación no ionizante, campos electromagnéticos, telefonía móvil, densidad de potencia, antena.

1. INTRODUCCIÓN

Desde la aparición del hombre sobre la tierra, el mismo ha recibido radiación de diferentes fuentes: los rayos cósmicos, los neutrones, las partículas alfa y beta (electrones y positrones) y las radiaciones electromagnéticas. Entre las radiaciones electromagnéticas distinguimos los rayos gamma, los rayos X, los rayos ultravioletas, la luz visible, los rayos infrarrojos, las microondas, las ondas de radio (ordenadas de mayor energía a menor energía), sin embargo el aumento de las radiaciones no naturales sigue creciendo y las fuentes multiplicándose. Llamamos radiación a la energía que se propaga en forma de onda a través del espacio. Las radiaciones pueden ser de dos tipos:

- Ionizantes: cuyos orígenes pueden estar en el espacio o en la tierra.
- No ionizantes (RNI): aquellas radiaciones del espectro electromagnético que no tienen energía suficiente para ionizar la materia, es decir, las frecuencias comprendidas entre las frecuencias bajas o radio frecuencias y el ultravioleta aproximadamente.

En los últimos años, el número de fuentes de campos electromagnéticos, en el rango de la frecuencia de las microondas ha crecido, principalmente en las áreas urbanas, provocado por la proliferación de las estaciones base para comunicaciones móviles [1].

Según datos del Ministerio de Industria, durante el año 2012 la producción de teléfonos móviles en Tierra del Fuego alcanzó los 13.906.093 unidades, frente a los 11.484.826 de equipos producidos en el año 2011 [2].

Debido al aumento considerable de las antenas en el paisaje urbano, el público en general se pregunta: ¿habrá algún efecto dañino sobre la salud del hombre?, ¿a cuánta radiación no ionizante estamos expuestos?, ¿son los niveles de radiación emitidos por sus antenas, inferiores a los permitidos por organismos nacionales e internacionales?, éstas y muchas otras preguntas deben ser respondidas por científicos, médicos, biólogos e ingenieros en textos claros, bien documentados y reproducibles, para evitar que la información, en muchos casos alarmista, infundada y tendenciosa de los medios masivos de comunicación (televisión, radio, revistas e Internet) confundan a la población en general.

Una de las razones por la que se encaró este desarrollo es el aumento importante en la densidad poblacional que presenta nuestra provincia. Según las proyecciones del último censo de población, el Gran San Miguel de Tucumán con un millón de habitantes, se ubica en la población provincial que crece mucho más rápido que el promedio nacional. Es la ciudad de mayor crecimiento del norte argentino y la quinta con más población del país. La capital tucumana concentra casi el 13% de los 4,2 millones de habitantes de la región NOA. Y si se toma en cuenta a toda el área metropolitana, es decir al Gran San Miguel de Tucumán, hoy contiene con su casi millón de habitantes cerca del 20% de la población de la región. Tucumán tenía 1.336.664 habitantes, según el censo 2001; la población creció el 16,6% desde el censo de 1991, cuando había 1.142.105 habitantes. El ritmo de crecimiento poblacional en Tucumán está más de un 60% por encima del promedio nacional, que se ubicó en 10,5% en el mismo período [3].

Con los datos brindados anteriormente y teniendo en cuenta que las proveedoras de servicio de telefonía móvil, Telecom, Claro, MoviStar, entre las principales, consideran que para mejorar el mismo deberían cuadruplicar la cantidad de antenas en la Argentina, se hace necesario contar con un mapa real de los puntos de emisión electromagnética que permitan medir y controlar los niveles de radiación emitidos por ellas.

El objetivo del presente trabajo es determinar los puntos precisos de los emisores de radiaciones no ionizantes (RNI) de telefonía móvil (antenas) y medir los niveles de radiación emitidos por ellos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo fue realizado con el propósito de confeccionar un mapa de las estaciones de transmisión de telefonía móvil existentes en la provincia de Tucumán y medir los niveles de

radiación emitidos por las mismas, registrados como la inmisión de banda ancha o densidad de potencia total en cada punto. Esta medida constituye la sumatoria de todas las fuentes de radiación a la que está expuesta la población.

2.1. Elaboración del Mapa:

La posición de cada antena fue relevada con un GPS Garmín® y los datos obtenidos se ubicaron en un mapa empleando el software MapSource version 6.16.3 que provee la misma firma.

2.2. Equipo empleado en la medición:

El instrumento de medición empleado fue un equipo detector de radiación para medición isotrópica de campos eléctricos de banda ancha de 100KHz a 3 GHz, EMR 300 (Electromagnetic Radiation Meter) marca Narda (Fig. 1), de la firma Narda Safety Test Solutions, número de serie BD-0080, con certificado de calibración Nro. 22443100-BD0080-061115. Este equipo permite tomar medidas precisas de la intensidad de campo eléctrico, para garantizar la seguridad en entornos sujetos a elevados niveles de radiación, y aplicaciones de verificación de la compatibilidad electromagnética (EMC).



Figura 1: Equipo Narda EMR 300 y sus sondas. Tomado de: www.narda-sts.com

En las dos primeras campañas, la sonda de medición empleada fue Electric Field Probe Type 18.00, de Narda Safety Test Solutions, número de serie AB-0016. Y en la tercera campaña, la sonda de medición fue Electric Field Probe Type 1891, de Narda Safety Test Solutions, S/N: A-0422.

El software de adquisición de datos era de la firma Narda Safety Test Solutions, con accesorios de conexión a PC. De acuerdo al fabricante la calibración del instrumento se hizo bajo normas ISO 9001 y las ISO 10012-1.

2.3. Metodología de medición empleada:

El lugar elegido para realizar las mediciones fue la provincia de Tucumán. El equipo de trabajo estaba compuesto de 4 personas capacitadas en el manejo del instrumental adecuado para medir campo electromagnético, compuesto por dos ingenieros en electrónica de la Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Tucumán y dos alumnos avanzados de la carrera de Ingeniería Electrónica. Se realizó un relevamiento previo en cada campaña para verificar la accesibilidad a las zonas de medición y caracterizar el sitio en lo referente a visibilidad de las antenas y proximidad a establecimientos públicos y comerciales.

Las mediciones se realizaron en tres campañas desde el año 2008 hasta el 2011 abarcando 128 sitios de medición. Para cada medición se realizaron 16 lecturas alrededor de la fuente de emisión. Todas las mediciones se efectuaron en días preferentemente diáfanos.

Las antenas seleccionadas operaban en una frecuencia de transmisión de 1900 Mhz y presentaban diferentes alturas de soportes (de 20 a 70 metros aproximadamente).

Las mediciones se realizaron en diferentes puntos alrededor de la antena, siguiendo un patrón teórico de trayectorias radiales y circulares, tal como se observan en la figura 2. Este patrón no pudo seguirse en algunos casos a causa de las limitaciones físicas que imponen los sitios de emplazamiento de las mismas. En los casos en que no fue posible realizar mediciones muy cercanas, las mismas se realizaron en las áreas accesibles más próximas a la fuente.

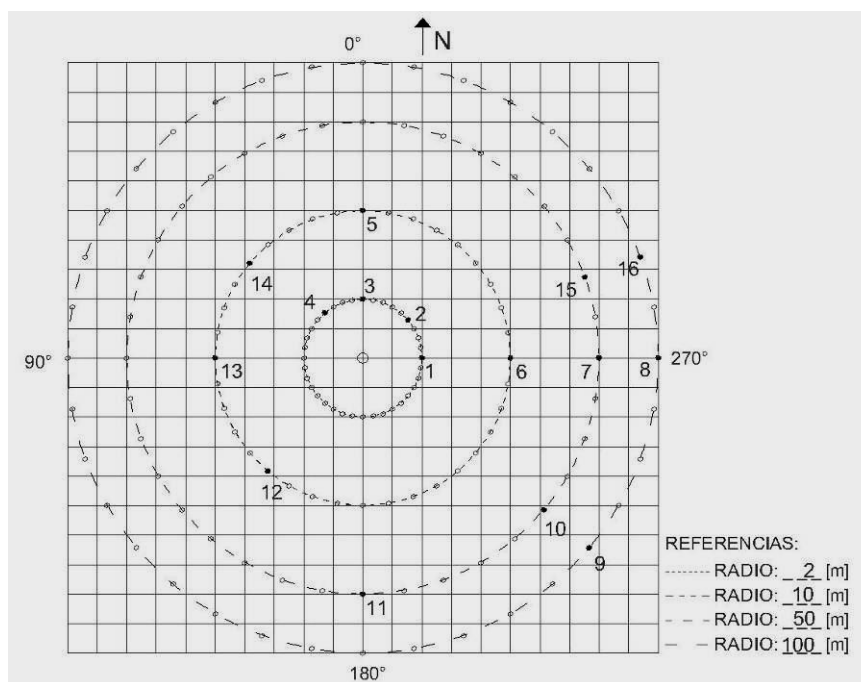


Figura 2: Vista de planta de la distribución y las distancias establecidas para realizar la medición de inmisión. El punto central representa la antena.

El instrumento de medición se colocó a la altura de 1,80 metros aproximadamente sobre el nivel del suelo y se dejó midiendo por un tiempo mínimo de 6 minutos en cada toma de muestra (Fig. 3).



Figura 3: EMR 300 realizando una medición a la altura establecida.

2.4. Análisis de datos:

Para determinar el nivel de densidad de potencia irradiado por las fuentes se establecieron rangos de distancia de 15 metros a la fuente emisora. Se calculó el promedio, el desvío estándar y el error estándar de las medidas de cada rango.

2.5. Normativa de referencia:

La normativa de referencia empleada fue Resolución 202/95 MS y AS, Resolución 530/SC y Resolución 3690/04-CNC, donde se exponen los valores límites de exposición de la población (Tabla 1) [4, 5, 6].

Rango de Frecuencia f (MHz)	Densidad de Potencia equivalente de onda plana S (mW.cm ⁻²)	Campo Eléctrico E (V.m ⁻¹)	Campo Magnético H (A.m ⁻¹)
0,3-1	20	275	0,73
1-10	20/f ²	275/f	0,73/f
10-400	0,2	27,5	0,073
400-2.000	f/2000	1,375f ^{1/2}	-
2.000-100.000	1	61,4	-

Tabla 1: Valores límites de máxima exposición poblacional permitida, en función de la frecuencia de acuerdo con la Resolución N° 202/95 del Ministerio de Salud y Acción Social de la Nación.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una vez relevada la posición de cada antena, se ingresaron al programa MapSource y se obtuvo el mapa real de distribución de las fuentes de emisión de telefonía móvil en Tucumán (Fig. 4).

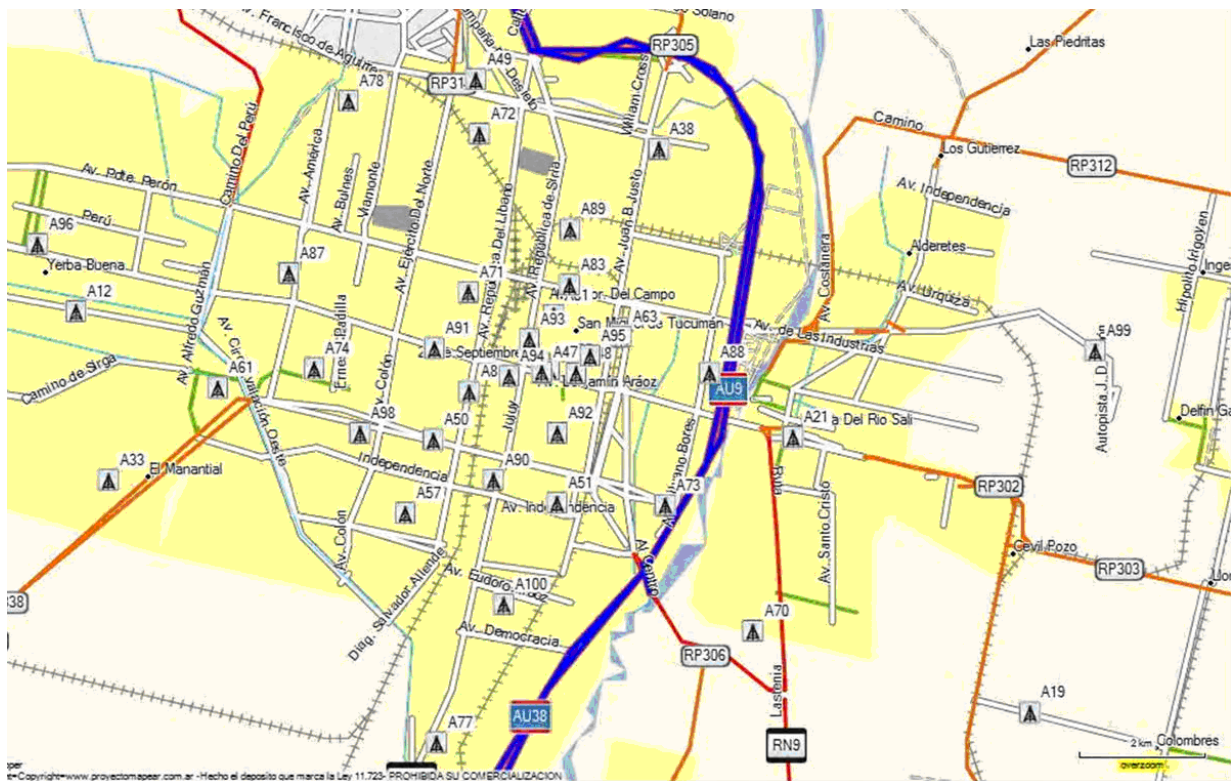


Figura 4: Mapa de ubicación de las antenas en los distritos Capital y aledaños de la provincia de Tucumán. Las antenas se hallan representadas como A1,A2,....An.

Para medir los campos electromagnéticos es necesario conocer factores tales como: lugar de la medición, característica de la fuente de radiación, variables involucradas en la medición, unidades empleadas, además de conocer claramente las normas vigentes en el territorio argentino y el instrumental adecuado y certificado para llevar a cabo dichas mediciones.

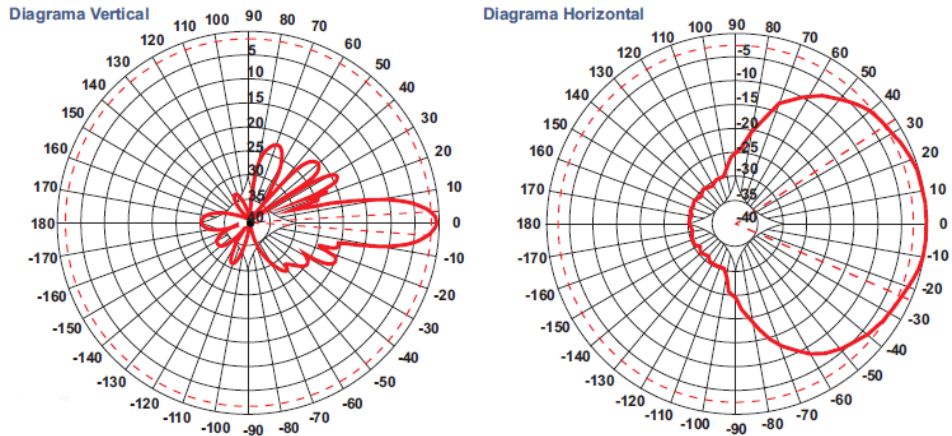


Figura 5: Patrón de radiación de un panel de antena de telefonía móvil. Extraído de un catálogo de Anten.SRL, www.anten.com.ar

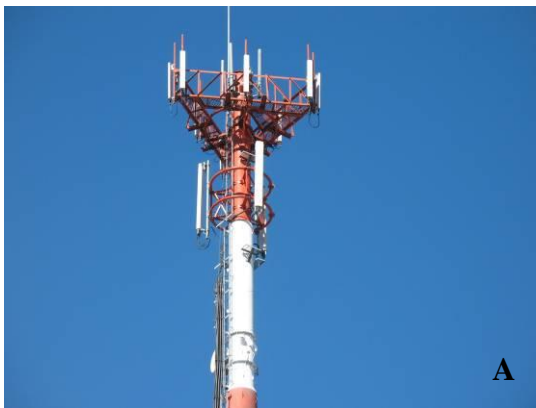


Figura 6: Tipos de antenas de telefonía móvil: A Torre de antena monoposte. B Torre de antena reticulada.

La mayoría de las antenas se hallaban en zonas densamente pobladas y en algunos casos se observaban cubiertas para minimizar el impacto visual. Cabe destacar que el patrón de

radiación de un panel de la antena presenta una distribución como la que puede observarse en la figura 5, y en cada antena se encuentran como mínimo tres de éstos paneles separados 120° uno de otro (Fig. 6), lo que permite una emisión omnidireccional

La altura de montaje de las antenas fue variable entre 20 y 70 m, y las medidas de densidad de potencia no mostraron diferencias significativas (dato no mostrado). Esto resulta lógico si tenemos en cuenta que el tamaño de las antenas no se relaciona directamente con la potencia que irradian las mismas. Según el informe de la CNC [7], el tamaño de la estructura que hace de soporte físico de las antenas, no significa necesariamente que las antenas emitan mayor potencia.

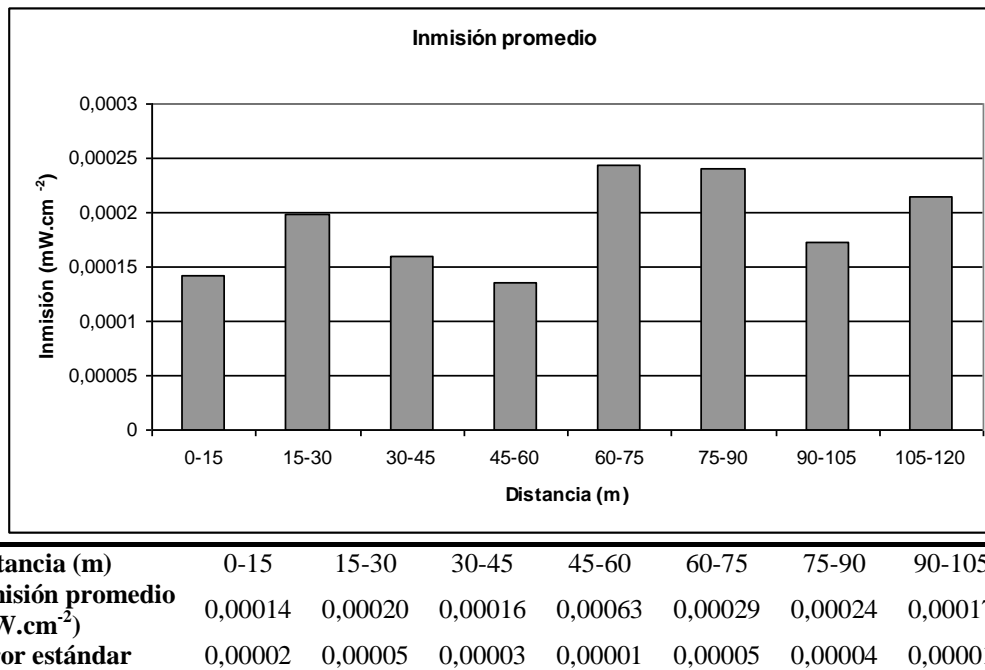


Figura 7: Inmisión promedio emitida por la antena en función de la distancia. Abajo: tabla con el error cometido en cada grupo de mediciones.

La realización de las mediciones tuvo algunas dificultades, ya que en ocasiones no se pudo acceder con facilidad a los puntos cercanos a la antena debido a la ubicación de las mismas y además a su localización en zonas urbanas peligrosas en donde la ignorancia de las personas hizo que dañaran parte del equipo y los vehículos utilizados para la medición.

Debido a las dificultades mencionadas, las distancias de medición no pudieron repetirse para todas las antenas, razón por la cual para realizar el análisis de los datos, se establecieron rangos de distancia de 15 metros desde la fuente emisora. Basándonos en la distribución de densidad de potencia teórica se debería observar mayor inmisión en la cercanía de la fuente (Fig. 7), debido a que la potencia irradiada por una antena, no es directamente proporcional a la distancia a la que nos encontramos de la misma, sino que disminuye con el cuadrado de la distancia [7]. Con lo cual, a medida que nos alejamos de la antena deberíamos observar que los valores de inmisión caen en forma abrupta, hecho que no observamos (Fig. 7), dado que

no siempre se cumple esta distribución teórica en la realidad. Estimamos que los aumentos de inmisión observados a partir de los 60 metros de la antena, fueron debidos a la acción conjunta de otras fuentes de emisión electromagnética tales como radios (AM y FM) y/o televisión que fueron captadas por el sensor de banda ancha.

No se encontraron diferencias significativas entre las tres campañas realizadas.

Los valores registrados en las mediciones efectuadas se compararon con los valores de referencia de densidad de potencia de la norma vigente para la Republica Argentina y la provincia de Tucumán, $0,2 \text{ mW.cm}^{-2}$ y $0,95 \text{ mW.cm}^{-2}$ como límite mínimo y máximo respectivamente [4, 5, 6]. Y como puede apreciarse en la tabla 2, las 1277 mediciones realizadas (100%) resultaron ser muy inferiores a los valores de referencia. Es notable que el 88 % (a+b+c+d) de las mismas, presentaran valores entre $0,001$ y $0,29 \text{ }\mu\text{W.cm}^{-2}$. También muchos valores fueron indetectables por el equipo.

Estos registros se encuentran en tres órdenes de magnitud inferior a la norma de referencia e incluso cumplen con los estándares más exigentes como son los establecidos por algunos países europeos, donde los límites de inmisión varían desde $2,2$ a $10 \text{ }\mu\text{W.cm}^{-2}$ de acuerdo a la Comisión Internacional para la protección de las radiaciones no ionizantes, que son los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud [8, 9].

Valores de inmisión ($\mu\text{W.cm}^{-2}$)	Porcentaje (%)
0,001-0,029 (a)	8
0,029-0,095 (b)	12
0,095-0,180 (c)	54
0,180-0,290 (d)	14
0,290-0,399	4
0,399-0,499	3
0,499-0,599	1
0,599-1,010	2

Tabla 2: Porcentajes de mediciones agrupadas por rangos de valores de inmisión registrados.

Las mediciones se realizaron por personal capacitado tanto en este tema específico como en las normas y procedimientos que aseguraron la calidad de la medición. Asimismo, el instrumental empleado estuvo debidamente calibrado de acuerdo a la normativa vigente y a las especificaciones del fabricante.

4. CONCLUSIONES

- Se ha podido confeccionar un mapa de la distribución actual de antenas para la provincia de Tucumán.
- Se concluye que el sistema de medición utilizado (de inmisión), modificó las mediciones específicas de las radiaciones de telefonía móvil al incluir otro tipo de radiaciones y serían necesarios otros métodos para lograr una mayor precisión en los resultados. Sin embargo, la adopción de este sistema responde al criterio denominado del peor caso, que permite comparar los valores obtenidos en las mediciones con el valor mínimo independiente de la frecuencia fijado como Estándar de Seguridad. Se observó que todas las mediciones realizadas cumplen con los valores de la normativa vigente. Lo que resulta llamativo es que en las mismas los valores de densidad de potencia fueron muy inferiores, aún si se toma como referencia el valor más pesimista: $0,2 \text{ mW.cm}^{-2}$, el cual tiene en cuenta la coexistencia en el lugar de los diferentes sistemas de telecomunicaciones, siendo el valor máximo permitido de $0,95 \text{ mW.cm}^{-2}$.
- Se deja planteada la posibilidad de una revisión la norma vigente en lo referente a los valores máximos y mínimos establecidos para la República Argentina.

5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] C. Giliberti, F. Boella, A. Bedini, R. Palomba and L. Giuliani, “Electromagnetic Mapping of Urban Areas: The Example of Monselice (Italy)”. *PIERS ONLINE*, Vol. **5**, N° 1, (2009).
- [2] <http://www.telam.com.ar/notas/201302/8196-fabrican-mas-de-13-millones-de-telefonos-celulares.html>
- [3] – “Expansión demográfica y construcción desordenada” *La revista Arquitectura y Construcción*, Edición N° **306**, (2010). http://www.revistaarquitectura.com.ar/numero_306_02.php.
- [4] – Resolución 202/95 Exp. N° 2002-17655-94-04 (1995) http://www.cnc.gov.ar/normativa/MS0202_95.pdf
- [5] – Resolución 530/2000, Boletín Oficial 29.556, 29/12/12. Comisión Nacional de Comunicaciones (2012) http://www.cnc.gov.ar/normativa/sc0530_00.pdf
- [6] – Resolución 3690/2004, Boletín Oficial 30.524, 10/11/04. Comisión Nacional de Comunicaciones (2004). http://www.cnc.gov.ar/normativa/cnc3690_04.pdf
- [7] Víctor D. Frizzera, “Radiaciones No Ionizantes”. Informe Comisión Nacional de Comunicaciones, (2007).
- [8] Néstor H. Mata, “Efectos de la contaminación electromagnética sobre el ser humano y Aplicación del Principio Precautorio”. 2º Encuentro Hispano Argentino Ambiental, (2007). <http://comunicacionpopular.com.ar/wp-content/uploads/2012/09/UTN-Nestor-Mata.pdf>
- [9] María Belen Aliciardi, “Contaminación Electromagnética No Ionizante”. *Ciencia*, Vol. **6**, N° 22, pp. 59, (2011). <http://www.exactas.unca.edu.ar/revista/v220/pdf/ciencia22-5.pdf>

TERCERA PARTE

RESÚMENES DEL II CONGRESO

PROYECTO INTEGRADOR PARA LA DETERMINACION
DE LA CALIDAD DEL AGUA

PRODECA



RECURSOS HÍDRICOS Y GOBERNANZA EN ARGENTINA

Allende García¹, M. Carla; Pepino Minetti¹, Roberto C. ; Britch¹, Javier; Macaño, Héctor R.; Bormann², Helge; Ciapuscio³, Guiomar y Martínez⁴, Iliana.

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

Universidad Tecnológica Nacional

Maestro López esq. Cruz Roja Argentina (X5016ZAA) Ciudad Universitaria - Córdoba

E-mail: callende@quimica.frc.utn.edu.ar, web: www.ciqa.com.ar

2: Departamento de Recursos Hídricos e Ingeniería hidrológica. Instituto de Agua y Ambiente. Universidad de Siegen.

Paul-Bonatz-Strasse 9-11 (57068) Siegen – Alemania

E-mail: helge.bormann@uni-siegen.de; web: www.bau.uni-siegen.de/fwu/ww/index.html?lang=de

3: Facultad de Filosofía y Letras, Universidad de Buenos Aires

E-mail: gciapusc@retina.ar, web: www.filo.uba.ar

4: Departamento de Lengua y Literatura - Facultad de Ciencias Humanas

Universidad Nacional de Río Cuarto

Enlace Rutas8 y 36 Km. 601 (5800) Río Cuarto

E-mail: imartinez@hum.unrc.edu.ar, web: www.literatura.hum.unrc.edu.ar

Resumen. *Los sectores de desarrollo económico, agricultura, energía y salud están estrechamente vinculados a suficiente disponibilidad temporal y espacial de agua y a una gestión exitosa de ella. Hay influencia de actividades antropogénicas en calidad y cantidad de agua, debido a extracción en las cuencas e inmisión de contaminantes. En Europa, con la adopción y aplicación de la Directiva Marco de Agua, se ha creado un marco con el fin de optimizar el estado y uso de los recursos hídricos, para lograr participación y consenso de la población sobre el tema y aumentar la aceptación de medidas para alcanzar los objetivos de las directrices. No existe un marco jurídico comparable en Argentina. El objetivo de esta iniciativa es identificar las estructuras de gobierno ejecutoras en gestión del recurso, así como los posibles obstáculos a la comunicación en el sector del agua, para desarrollar soluciones de sentido común en un proceso con diseño participativo y con un enfoque a largo plazo. Se revisa la adecuación y adaptación de herramientas y conceptos europeos, para regulación de la gestión del agua y ordenamiento territorial, como así también su transferibilidad y aceptación en la Argentina. Se identifica y analizan procesos lingüísticos y comunicativos entre tomadores de decisiones y se tiene cuenta las distintas lenguas (español, inglés, alemán), la interculturalidad y el conocimiento de las asimetrías entre los actores en diferentes situaciones de comunicación (ciencia, administración, organizaciones no gubernamentales, público, etc.).*

Palabras clave: recursos hídricos, comunicación, gestión integrada del agua, proceso participativo, Reunión PRODECA.

SUSTENTABILIDAD DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRANEO EN MONTE HERMOSO.

Di Martino, Claudina¹; Cifuentes, Olga¹ y Albouy, Rene^{1,2}

1: Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental (GEIA)
UTN - Facultad Regional Bahía Blanca
11 de Abril 461 – (8000) Bahía Blanca
e-mail: claudinadimartino@hotmail.com ó ocifuentes@speedy.com.ar,
web:<http://www.frbb.utn.edu.ar>

2: Universidad Nacional del Sur – Departamento Geología
San Juan 670 – (8000) Bahía Blanca
e mail: albouy@uns.edu.ar, web: <http://www.uns.edu.ar>

Resumen. *La investigación pertenece al Proyecto “Gobernanza y Gestión Integrada de los Recursos Hídricos”(UTN-FRBB-GEIA), y constituye un avance de la Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental de la Lic. Claudina Di Martino. Monte Hermoso es una localidad turística ubicada sobre la costa Atlántica, en el Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, que presenta una marcada estacionalidad turística y en consecuencia mayor demanda de agua durante la temporada estival, siendo el recurso hídrico subterráneo su única fuente de abastecimiento. El objetivo principal de esta presentación 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 el recurso hídrico subterráneo de esta localidad, y que constituirían un riesgo que podría condicionar su sustentabilidad. Para lograrlo, el trabajo se estructura en: a) breve marco teórico; b) marco legal de referencia; c) descripción del área; d) geoposicionamiento de los pozos de abastecimiento y puntos singulares que representan amenazas de contaminación del acuífero; f) estimación y análisis de radios de influencia e interferencias; g) calidad de agua: evaluación de resultados de análisis de agua subterránea de 51 perforaciones (período 1995-2011); h) identificación de amenazas y vulnerabilidades que condicionan la cantidad y calidad de agua; i) construcción de indicadores para el seguimiento de la gestión integrada del recurso subterráneo; j) consideraciones y recomendaciones finales. El trabajo de investigación puede llevarse adelante gracias a la información brindada por el Municipio de Monte Hermoso y la beca Bicentenario otorgada a la Lic. Claudina Di Martino.*

Palabras clave: agua subterránea, explotación, sustentabilidad

PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL PARA CALIDAD DE AGUA DE RECREACIÓN

Elorriaga, Marisol y Varanese, Cristina

Laboratorio Químico - Centro de Investigación y Desarrollo en Energía y Ambiente.
Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Delta.
San Martín 1171. Campana, Buenos Aires, Argentina.
melorriaga@frd.utn.edu.ar, cvaranese@frd.utn.edu.ar

Resumen: *En la ciudad de Campana, ubicada a orillas del Río Paraná de Las Palmas, el uso del agua para el desarrollo de diferentes actividades recreativas ocupa un lugar importante, resultando una oferta turística de notable valor. Como las aguas del Río Paraná no son utilizadas como provisión de agua potable no se realizan estudios de calidad de agua a nivel municipal, a pesar de la existencia de vuelcos contaminantes de las industrias ubicadas en la orilla del mismo como así también las descargas de las plantas de tratamiento de residuos cloacales. Teniendo como base el estudio de calidad de agua del río, 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 y la determinación de los niveles guía de calidad de agua de recreación de la zona. El Plan de Gestión Ambiental aborda los siguientes objetivos: identificación de lugares de recreación, toma de muestras, análisis bacteriológicos, desarrollo de niveles guía locales a partir del análisis estadístico de los resultados, 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 se vienen realizando los análisis bacteriológicos obteniéndose resultados de coliformes totales superiores a los Niveles Guía de Calidad de Agua Ambiente para Recreación Humana con contacto directo correspondiente a EC. (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación; 1997), concordando los mismos con las variaciones meteorológicas de la zona de estudio, como vientos, precipitaciones y temperatura.*

Palabras claves: calidad de agua de recreación, Río Paraná de Las Palmas, efluentes, legislación

EXPLOTACIÓN DEL RECURSO AGUA SUBTERRÁNEA EN UN ACUÍFERO COSTERO BONAERENSE. ALGUNAS APROXIMACIONES AL MONITOREO DE SU CALIDAD.

González¹, Mariana V.; Sartor¹, Aloma S. y Zalba¹, Sergio M.

Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental
Facultad Regional Bahía Blanca
Universidad Tecnológica Nacional
11 de Abril 461 - B8000LMI - Bahía Blanca
e-mail: mgonzal@frbb.utn.edu.ar, asartor@frbb.utn.edu.ar, szalba@criba.edu.ar
web: www.frbb.utn.edu.ar

Resumen. *Las aguas subterráneas conforman un recurso vital en aquellas regiones donde el agua superficial es escasa o bien en aquellas áreas ubicadas en zonas rurales donde las poblaciones son de escala reducida. Este último es el caso de la localidad de Pehuén - Có, ubicada en el sudoeste bonaerense, en el cual el abastecimiento de agua para consumo se efectúa exclusivamente desde el acuífero. Pehuén - Có es una localidad balnearia de pequeña escala y como tal evidencia las fluctuaciones demográficas que en todo centro turístico costero se presentan, una alta tasa de ocupación en los meses de verano y poca o nula actividad durante el resto del año. Estos cambios ponen de manifiesto un desajuste en la infraestructura de servicios sanitarios en la que el abastecimiento de agua se efectúa por pozos de extracción individuales y el sistema sanitario es estático, también de modalidad individual. Naturalmente esta modalidad supone una vulnerabilidad en la calidad del recurso agua subterránea. El presente trabajo, como parte del trabajo de investigación "Agua subterránea en Pehuén - Có. Estado actual, proyección y percepciones acerca del recurso" tiene como objetivo realizar una aproximación respecto de la calidad del recurso hídrico subterráneo de la localidad. Para esto se pretende evaluar la calidad bacteriológica del agua y sus variaciones según la densidad de viviendas y la distancia entre perforaciones freáticas y pozos ciegos. Dado que el lugar de estudio pertenece a un asentamiento costero, se evalúa además de la calidad bacteriológica, la calidad físicoquímica del recurso, prestando atención a los parámetros que pudieran evidenciar salinización y eventuales variaciones en función de la densidad de pozos y de la distancia de los pozos a la línea de costa. Se presentan los primeros resultados de estos monitoreos, que resultarán una línea de base de la calidad de este recurso.*

Palabras clave: Pehuén-Có, agua subterránea, calidad, costa bonaerense

EL ROL DE LOS LABORATORIOS FISICOQUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DE CIQA (CENTRO DE INV. Y TRANSF. EN INGENIERÍA QUÍMICA AMBIENTAL - UTN FR CÓRDOBA) COMO PARTES ESENCIALES DE SU RELACIÓN CON EL MEDIO.

Pepino Minetti, Roberto C.; Pagnan, Mariángeles; Paulucci, Lucía; Macaño, Héctor R. y 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. *La instalación de los problemas ambientales dentro de la agenda prioritaria de la sociedad ha generado que las Universidades, a través de su relación con el medio, se vean obligadas a desarrollar conocimientos en el ámbito de problemas cotidianos como la disposición de residuos, el tratamiento de efluentes, la calidad del agua potable o la obtención de energías alternativas, como así también brindar servicios para el monitoreo de variables ambientales que puedan afectar la salud de las personas o el medio ambiente. Los recursos hídricos constituyen uno de los recursos más importantes para la Provincia de Córdoba. Desde CIQA se busca dar respuesta a ese requerimiento de la sociedad, del Estado y del sector productivo. Por este motivo se ha planteado un modelo de transferencia teniendo en cuenta cuestiones de fondo como ser la importancia en la toma de muestras y su custodia considerando la representatividad de la misma como parte de un todo, o que la capacidad analítico técnica (equipos, métodos, RRHH) debe ser igual o mejor que la del sector industrial o de provisión de servicios, puesto que es a ellos a quienes frecuentemente se quiere controlar, entre otros aspectos. El análisis de agua se ha transformado en una herramienta básica dentro del monitoreo ambiental, ya sea para evaluar la calidad del agua de bebida provista a una población, el volcamiento de efluentes a distintos cuerpos receptores o el análisis del agua subterránea para la evaluación de impactos de emprendimientos industriales o de disposición final de residuos sólidos urbanos o peligrosos. Esto ha llevado a la incorporación de equipamiento, la puesta a punto de nuevas técnicas analíticas, la capacitación de personal, la implementación de sistemas de calidad y el desarrollo de conocimientos a través de proyectos de investigación, tesis o trabajos especiales dentro de CIQA.*

Palabras clave: laboratorio fisicoquímico, laboratorio microbiológico, aguas y efluentes, Reunión PRODECA.

LÍNEA DE BASE Y MODELACION DEL ESTADO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN EL ARROYO EL PELADO. DEPARTAMENTO DE COLÓN. PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.

**Cardini, Julio C.; Zabalett, Alejandro; Cardini, Cecilia M.; Mársico, Daniel;
Oliver, Néstor y Duran, Jorge.**

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803
e-mail: cardinij@fibertel.com.ar, zabaleta@frcu.utm.edu.ar

Resumen. *El objetivo del estudio fue evaluar la influencia de la descarga de una planta de procesamiento de aves en la calidad del agua del arroyo El Pelado, y desarrollar una metodología de evaluación del nivel de tratamiento de descargas aplicable a otros arroyos de Entre Ríos. La descarga de los efluentes provenientes del sistema de tratamiento (2 piletas) de la Planta se realiza al Arroyo El Pelado unos 15 km antes de su desembocadura en el Arroyo Urquiza. Los datos considerados en la calibración del modelo provienen de los resultados de dos muestreos. Para determinar los coeficientes de reaireación (k_a) y de descomposición (k_d) se aplicó la relación $K_a/K_d = 3$ y la opción USGS (Channel-control). Se analizaron los datos medidos, dado que la DBO última presenta una marcada disminución entre la concentración en el punto de descarga y la medida a unos 2200 metros aguas abajo, la cual no puede ser explicada únicamente modelando aportes puntuales y los fenómenos de descomposición y reaireación. Por ello se consideró que existe un caudal ingresante por vertientes, lo cual fue verificado en una recorrida del arroyo, lo cual explica la fuerte disminución de la DBO mediante dilución. Se incluyó en la simulación un aporte difuso con una concentración de OD y una DBO estimada con datos de vertientes y un caudal estimado ajustando la dilución observada en parámetros conservativos medidos en el arroyo (alcalinidad y concentración de cloruros) y considerando los valores medidos. Considerando caudales mínimos estimados mediante un método simplificado de regionalización, se verificó que la descarga de la planta industrial, afecta significativamente la calidad de agua hasta unos 8 km aguas abajo, donde las concentraciones de OD son muy bajas (inferiores a 5 mg/L), y luego los valores de OD son compatibles con la vida acuática superando 6 mg/L.*

Palabras clave: Modelación Matemática, Calidad de Aguas, Arroyo El Pelado.

MODELACIÓN MATEMÁTICA BIDIMENSIONAL DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE SALTO GRANDE

**Cardini, Julio C.; Zabalett, Alejandro; Cardini, Cecilia M.; Mársico, Daniel
y Oliver, Néstor**

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803
e-mail: cardinij@fibertel.com.ar, zabaleta@frcu.utm.edu.ar

Resumen. *El estudio se realizó con el objetivo de conocer las interacciones que se desarrollan en el embalse de Salto Grande respecto de los nutrientes aportados por fuentes externas, y en función de sus características hidrodinámicas. El embalse de Salto Grande en época estival tiende a eutrofizarse, generándose floraciones algales de gran intensidad (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay aguas abajo, afectando las áreas balnearias de las que depende la actividad turística. La modelación hidrodinámica se realizó con el modelo MIKE-21 HD obteniendo el campo de velocidades para estiaje ($1.500 \text{ m}^3/\text{s}$) y crecida ($15.000 \text{ m}^3/\text{s}$). Se ha implementado el módulo de eutrofización del modelo MIKE-21 ECOLAB en base a una plantilla en la cual se introdujeron datos de nutrientes obtenidos de fuentes bibliográficas y mediciones, como ejercicio de manejo del software y sus variables, dado que actualmente no se cuenta con suficiente información de campo para efectuar la implementación detallada y la calibración de un modelo de calidad del agua del embalse. La información de campo surge de monitoreos periódicos que la Comisión Administradora del río Uruguay (CARU) y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTMSG) realizan como parte del Programa de Vigilancia (PV) y del Programa Estado Trófico (PET), y muestreos del grupo GECRU. En verano según la modelación el embalse se vuelve eutrófico aumentando fuertemente la concentración de clorofila "a" en los brazos, debido a la baja circulación de agua (tal como ocurre según las mediciones), siendo más intenso el proceso en estiaje. Ello se corresponde con los comunicados del programa que la CARU y la CTMSG realizan sobre el seguimiento de floraciones algales, verificándose que el modelo representa al menos cualitativamente el fenómeno. En invierno, a pesar de mantenerse el aporte de nutrientes, no hay eutrofización.*

Palabras clave: Modelación Matemática, Eutrofización, Embalse Salto Grande.

MODELACIÓN HIDROLÓGICA DISTRIBUIDA DE DOS CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Weber¹, Juan F.; Stehli¹, Pablo T.; Vestena², Leandro R. y Jorquera¹, Eliana.

1: Laboratorio de Hidráulica, Departamento de Ingeniería Civil
Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional
Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina. Ciudad Universitaria - CP (X5016ZAA) -
Córdoba – Argentina.

e-mail: jweber@civil.frc.utn.edu.ar, web: <http://www.frc.utn.edu.ar>

2: Laboratório de Hidrologia, Departamento de Geografia
Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO
Rua Camargo Varela de Sá, 03 - CEP 85040-080 - Guarapuava - Paraná - Brasil.
e-mail: lvestena@unicentro.br

Resumen. *En este trabajo se presentan los resultados de la aplicación del modelo hidrológico distribuido T-REX a dos cuencas hidrográficas: la cuenca del río de La Suela, tributario del río Anizacate (provincia de Córdoba) y la cuenca del río Caeté (Alfredo Wagner, Santa Catarina, Brasil). En ambas cuencas se dispone de registros simultáneos de precipitaciones y caudales para diversos eventos lluviosos, de modo que ha sido posible calibrar los parámetros del modelo. T-REX es un modelo hidrológico distribuido (de celdas), de fuerte base física, orientado a la simulación de eventos, que puede representar los procesos de: retención superficial, interceptación vegetal, infiltración y escurrimiento superficial. Para la simulación del escurrimiento superficial se utiliza un esquema en diferencias finitas y para la integración temporal un esquema tipo Euler. Además dispone de dos módulos adicionales, uno para la estimación de la producción y transporte de sedimentos y otro para el transporte de contaminantes, no utilizados en este trabajo. Se modeló a través de T-REX la respuesta hidrológica de las cuencas de los ríos La Suela (provincia de Córdoba, Argentina) y Caeté (Santa Catarina, Brasil). Se consideraron 10 eventos para la primera, y 5 eventos para la segunda; los resultados se contrastaron con caudales observados: en el primer caso, con registros de origen mixto, limnigráficos cada 15 minutos y limnimétricos 3 veces al día; y en el segundo caso, con registros horarios. Los ajustes son adecuados, y en el segundo caso, representan una mejora en relación a modelaciones previas realizadas con el modelo TOPMODEL. Se concluye que el modelo T-REX se presenta como una poderosa herramienta capaz de simular la respuesta hidrológica de cuencas hidrográficas de diversas características.*

Palabras clave: hidrología superficial, modelación hidrológica, modelo TREX

MODELACION UNIDIMENSIONAL DE LA EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO URUGUAY, DURANTE SUCESOS EXTRAORDINARIOS DE CRECIMIENTO ALGAL (BLOOMS)

Cardini, Julio C. y Zabalett, Alejandro

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay
Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803
e-mail: cardinij@fibertel.com.ar, zabaleta@frcu.utm.edu.ar

Resumen. *Los objetivos generales de esta línea de investigación en curso por parte del Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU), 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 Gualguaychú-Fray Bentos. Estos eventos se deben a descargas provenientes de aguas residuales domésticas o industriales vertidas al sistema acuático, aportes difusos provenientes de aguas de escorrentía por lavado de suelos de áreas cultivadas y fertilizadas, de campos con ganadería, y por el manejo de las compuertas de la represa de Salto Grande, mediante el cual se regula el tiempo de residencia del agua en el embalse.*

Las actividades previstas a ser desarrolladas durante el año 2013 son:

- *Estudiar, analizar, planificar, establecer metodologías e implementar un modelo matemático unidimensional aplicable a la problemática de las floraciones algales en el río Uruguay, evaluando indicadores de la calidad del agua en los tramos cercanos a tomas de agua de las ciudades ribereñas y balnearios turísticos.*
- *Realizar muestreos de nutrientes y parámetros de calidad de agua a lo largo del río Uruguay en el caso de producirse floraciones algales, de tal manera de contar con parámetros para ajustar la modelación matemática, a fin de emplearla en forma predictiva.*
- *Plantear escenarios e hipótesis sobre las condiciones de aporte de nutrientes, caudales fluviales y condiciones meteorológicas que se pudieran presentar simultáneamente generando floraciones algales severas.*
- *Evaluar comparativamente la incidencia de los aportes en ruta del tramo del río Uruguay aguas abajo de la represa, con los que provienen del embalse, generados por la cuenca superior del río.*
- *Realizar recomendaciones a organismos competentes para lograr una mejora en las condiciones de calidad de las aguas del río, teniendo en cuenta el impacto que generan las fuentes más importantes que contribuyen a aumentar la contaminación algal.*

Palabras clave: Modelación Matemática, Floración Algal, Río Uruguay.

RIESGOS QUE PRESENTAN LOS METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE CURSOS DE AGUAS

Naser, María del Carmen^{1,2}; Speltini, Cristina¹ y Fidalgo, María Marta²

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
mfidalgo@itba.edu.ar

Resumen.

El arroyo Sarandí recorre los partidos de Almirante Brown, Lomas de Zamora, Lanús y Avellaneda siendo colector de efluentes industriales y pluviales. En su tramo final, a cielo abierto, atraviesa en su margen Norte el Polo Petroquímico Dock Sud conjuntamente con asentamientos precarios y en su margen Sur la localización de una zona de quintas y relictos de selva marginal. Para proceder al saneamiento de la zona de influencia del arroyo y el tratamiento o la recuperación de los metales pesados alojados en los sedimentos es necesario contar con registros confiables y sistemáticos de las características físicas y químicas de los mismos. Los denominados metales pesados (Cr, Pb, Cu, Ni, etc.) en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la vida. Este trabajo pretende contribuir al conocimiento sobre la caracterización de los sedimentos contaminados por metales pesados. Para tomar decisiones sobre la necesidad de intervención, se realizó el fraccionamiento químico secuencial, una herramienta analítica utilizada para evaluar la asociación y distribución de metales en la fase sólida, basado en la aplicación de extracciones químicas selectivas. En la actualidad se acepta 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 los metales pesados quedan fijados por los sedimentos, su impacto medio-ambiental se reduce. Pero siempre existe un peligro, su movilización, por lo que es importante conocer los mecanismos que van a regir la retención de los metales pesados en las matrices sólidas. Se ha encontrado que los metales se encuentran unidos a la fase orgánica y a iones sulfuros que impide la movilización. Desde finales de la década de 1980, surge la necesidad de conocer la calidad del recurso y adoptar medidas para la protección del medio ambiente del Río de la Plata, impulsando proyectos, tanto a nivel nacional como internacional.

Palabras clave: Especiación química, metales pesados, biodisponibilidad, remediación.

CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA DE LA LAGUNA LOS LIRIOS – RESISTENCIA – CHACO

Fariás, Alejandro R.; Utgés, Enrique E.; Tenev, María D.; Roshdestwensky, Sergio; Pereyra, Fernando y Herrendorf, Facundo

Grupo de Investigación y Servicios a Terceros en el Área Química
Facultad Regional Resistencia

Universidad Tecnológica Nacional. French 414 - (H3500CHJ) Resistencia - Chaco
e-mail: alefariás@frre.utn.edu.ar; eutges@hotmail.com; mdtenev@yahoo.com.ar;
sergiorosh@gmail.com; fjpereyra@hotmail.com; facuherrendorf@hotmail.com

Resumen. *Las lagunas del Gran Resistencia, provincia del Chaco, influyen considerablemente en el ecosistema ciudadano debido a su extensión y a su utilización. Algunas, como sucede con la Laguna Los Lirios pueden ser considerados auténticos sistemas socio ecológicos debido a su ubicación y al desarrollo de diversas actividades alrededor de ella. El objetivo de este trabajo es evaluar la presencia de bacterias coliformes como indicadora de la contaminación a partir de descargas de efluentes de origen antropogénico en esta Laguna. Se realizó un seguimiento entre agosto de 2010 y diciembre de 2012, tomándose mensualmente muestras de 6 puntos de la laguna. A las mismas, además de análisis fisicoquímicos, se le determinaron bacterias coliformes totales y fecales. Se utilizaron métodos de análisis estandarizados. Los resultados muestran que a lo largo de la laguna no existen diferencias significativas entre parámetros fisicoquímicos. Los valores de coliformes totales, en cambio, difieren significativamente entre algunos puntos. Dentro de la evaluación fisicoquímica se destacan valores de oxígeno disuelto bajos (entre 2,8 y 5,0 mg/L) y de Demanda Química de Oxígeno (DQO) elevados (entre 61,9 y 84,0 mg/L). Las coliformes totales registran en promedio, concentraciones elevadas en todos los puntos, siendo notoriamente altas en los puntos 1 y 2. Se consideró también la influencia de las precipitaciones que, como se demostró en trabajos anteriores, elevan los valores de los recuentos en días posteriores a las lluvias. Con estos resultados puede confirmarse la existencia de vertidos antropogénicos a la laguna, siendo los más importantes los de los puntos 1 y 2. Esto es consistente con la presencia de un basural y un criadero de cerdos en proximidades del punto 1 y con descargas cloacales, a través de tuberías observadas, en el segundo. Finalmente, se comparan los valores obtenidos con las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud para aguas de riego y de recreación.*

Palabras clave: Coliformes, Lagunas, Calidad de agua, Aguas superficiales.

DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (DBO) Y DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) EN DESCARGAS ANTRÓPICAS VERTIDAS A UN ESTUARIO

Cifuentes, Olga; Escudero, Daniela; Medus, Silvina y Bohn, Angela.

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. *La investigación evalúa los aportes y tendencias de las concentraciones de DBO y DQO en las distintas descargas de efluentes industriales y urbanos que vuelcan al estuario de Bahía Blanca, en el área de aplicación de la Ley N° 12530, Pcia. Buenos Aires, Argentina. Se analizan los resultados de los monitoreos de DBO y DQO por descarga industrial y/o cloacal, anualmente y a lo largo del período 2001-2011, comparando las distintas descargas por parámetro y respecto a los máximos establecidos para vuelco a cuerpo receptor fijados por la legislación vigente. Además, se calculan las cargas máxicas diarias aportadas por cada descarga al estuario. Del análisis surge la asiduidad de infracciones por descarga y las de mayor carga máxica. Asimismo, se relacionan los resultados de las concentraciones de DBO y DQO de cada vuelco con los resultados de Oxígeno Disuelto analizados en las estaciones de monitoreo del estuario más cercanas a las descargas, para relacionar su influencia. Como resultado más significativo surge el mayor impacto de las descargas urbanas respecto a las industriales, siendo paradójicamente las primeras, las menos controladas. Se retoma el concepto de incentivar la minimización de la contaminación y la reconversión tecnológica versus la maximización de la recaudación.*

Palabras clave: Efluentes industriales y urbanos, DBO, DQO, Estuario

DETERMINACIÓN DE LA PRESENCIA DE BACTERIAS EN LA CORROSIÓN DE PERFORACIONES DE AGUA EN LA RIOJA

**Calbo¹, V.; Cuffia², V.; Cordoba², P.; Munuce¹, A. C.; Mercado¹, M.; Soule¹, R.;
Baldo¹ C. y Alitta¹, M.**

1: Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales GAIA
Facultad Regional La Rioja
Universidad Tecnológica Nacional
San Nicolás de Bari Este 1100, 5300 La Rioja
e-mail: vicentecalbo@yahoo.com.ar

2: Departamento de investigación. Facultad de Medicina
Instituto Universitario de Ciencias de La Salud Fundación Barceló
Ruta 5 y 38. 5300 La Rioja
e-mail: pcordova2012@gmail.com

Resumen. *El trabajo presenta el resultado de la etapa inicial de un proyecto que se realiza en la UTN-FRLR, con la colaboración del Instituto Universitario Barceló de La Rioja. La corrosión bacteriana del acero de las perforaciones de agua es un fenómeno común, en nuestro país, ha sido detectado en varias localidades, incluida La Rioja. El principal objetivo del proyecto es conocer su extensión, las bacterias que lo producen y la posibilidad de reducir o evitar el daño que provocan. La obstrucción de los filtros afecta la calidad del agua y el rendimiento de las electrobombas, que además sufren desperfectos con mayor frecuencia por trabajar forzadas, con el consiguiente aumento de los costos operativos. Además al quedar fuera de operación las bombas, se resiente el servicio de provisión de agua potable (el 95% del consumo de la Ciudad Capital es abastecido por perforaciones) y de riego. En la etapa actual, en las muestras de los nódulos presentes en el entubado recuperado de una perforación en la localidad Bañado de Los Pantanos, fueron aisladas bacterias Bacilos G(+) y Cocos G(-) utilizando como medio de cultivos Agar nutritivo incubado a 37°C en anaerobiosis. Posteriormente se repicaron las bacterias en EMB (Eosina Azul de Metileno), con condiciones de anaerobiosis, resultando negativa la presencia de bacterias sugiriendo que los colorantes azul de metileno o Eosina podrían inhibir su crecimiento. Se concluye en esta etapa inicial que la corrosión en las tuberías muestreadas es bacteriana. Posteriores estudios permitirán caracterizar las bacterias y determinar cual (o cuales) de los procesos de corrosión está presente y las alternativas para evitar o reducir el efecto.*

Palabras clave: Bacterias, Corrosión, Perforaciones, Agua.

MONITOREO DE ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA ZONA OESTE DE LA PROVINCIA DE SANTA FE

**Boglione, Rosana; Panigatti, Ma. Cecilia.; Griffa, Carina; Schierano, Ma. Cecilia;
Laorden, Franco; Aimo, Corina.**

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela.
Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe. Argentina
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
laboratorio.quimica@frra.utn.edu.ar

Resumen. *El agua es un elemento de la naturaleza y su contaminación reviste importancia debido al impacto sobre los ecosistemas, la salud humana y la calidad de vida. Uno de los contaminantes es el Arsénico, que se encuentra en una amplia región del norte y centro de Argentina. El objetivo del presente trabajo es caracterizar aguas de pozo de la región oeste de la provincia de Santa Fe y generar un mapa de calidad de agua. Se tomaron 200 muestras de aguas, se referenciaron geográficamente y se caracterizaron a través de distintos parámetros fisicoquímicos. Con la información obtenida se está generando un mapa de calidad de agua, teniendo en cuenta las concentraciones de Arsénico y de Flúor. Respecto de los demás analitos, hay gran variabilidad según la ubicación, la profundidad y la actividad económica desarrollada. El mapa elaborado permitirá acceder a información importante para una adecuada gestión y aprovechamiento del agua disponible en la región. Además podrá servir como herramienta de diagnóstico, planificación urbana, evaluación de impacto ambiental y base para elaboración de índices de calidad y estudio de normas y leyes ambientales, en relación con la incidencia del Arsénico en particular, así como otros parámetros de calidad en general.*

Palabras claves: agua subterránea, arsénico, flúor, mapa.

REMEDIACIÓN DE AGUA CON ARSÉNICO Y BORO USANDO ÓSMOSIS INVERSA

López¹, María Laura y Fiscaro², Eugenio Luis

1: Empresa Acqualive

Dirección postal: Avelino Maure 50 – Ciudad - Mendoza
e-mail: acqualive@yahoo.com.ar, web: <http://www.acqualive.com.ar>

2: Laboratorio de agua y suelo

Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza
Coronel Rodríguez 273 – Ciudad - Mendoza
e-mail: eugeniofi@yahoo.com.ar

Resumen. *En el año 2012, la empresa Acqualive instala en Santa Rosa (Mendoza) una planta de tratamiento de agua para su potabilización. El problema específico a resolver era la alta concentración de Arsénico y boro en el agua que abastecía al pueblo de Ñancuñan. Como base del presente documento se muestra la importancia de la selección del método de ósmosis inversa para la remediación del agua y su máximo aprovechamiento. En este caso particular y dada la calidad de agua que presentaba el lugar se logró, no sólo el tratamiento y la potabilización, sino que además se plantea un uso total del agua que se extrae de la napa reutilizando el rechazo. Esto elimina todo tipo de desperdicio hídrico y por el tipo de tratamiento, la ausencia de impacto ambiental asociado al funcionamiento regular de la planta. Como agregado de interés al trabajo, se encontraron grandes divergencias en la medición del contenido de boro en el agua osmotizada (laboratorio de la UTN-FRM y laboratorio del EPAS). En ausencia de las posibles interferencias clásicas en la medición, se plantearon distintas hipótesis y se muestran los resultados obtenidos. De esta manera se presentan dos tópicos: por un lado la remediación del agua seleccionando una tecnología, que en este caso se da con un bajísimo impacto asociado y por otro, tratar de resolver un interrogante en la medición de boro en aguas osmotizadas.*

Palabras clave: Ósmosis Inversa, Boro, Arsénico, Reutilización, Remediación, Medición.

ABATIMIENTO DE ARSÉNICO EN AGUAS Y DISPOSICIÓN FINAL SEGURA

Meichtry¹, Jorge; De Seta^{1,3}, Graciela; López², Alberto; Reina¹, Fernando; Bressan², Silvio; Domingo², Esteban; Tojo², Natalia; Bianchi², Mariela; Lan¹, Luis y Mugrabi¹, Fernando.

1: 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>

2: 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>

3: 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>

Resumen. *La contaminación natural de aguas subterráneas por arsénico afecta a 4 millones de personas en Argentina, pudiendo generar HACRE, que se manifiesta por lesiones de la piel y pueden derivar en cáncer. El límite máximo en aguas para consumo humano es de 0,01 mg/L de arsénico, aunque no refleja que la toxicidad depende de la especie involucrada: las especies orgánicas son menos tóxicas, y la toxicidad del As(III) es 20 veces la del As(V). En este trabajo se estudió la capacidad de abatimiento de As(III) y As(V) por adsorción en una arcilla natural, y mediante adsorción-coprecipitación empleando Fe(0). Se estudió la lixiviación de los residuos sólidos y su eventual disposición final mediante cementación. Los estudios de capacidad de remoción mostraron que son necesarios 5 g de arcilla o 0,1 g de Fe(0) para eliminar 1 mg de As(V) o As(III) de una solución acuosa a pH 7. Las isotermas de adsorción para As(V) y As(III) en arcilla se ajustaron a un modelo tipo Freundlich, siendo mayor la capacidad a pH ácido y disminuyendo en presencia de materia orgánica. La cinética de adsorción de As(V) en arcilla respondió a un comportamiento biexponencial, mientras que para As(III) el comportamiento es complejo, con un período de inducción. Los experimentos de lixiviación para los residuos sólidos generados, sometidos a diferentes condiciones de secado, mostraron que ésta es despreciable para As(V) e inferior al 1% para As(III); no se observó lixiviación de los residuos de Fe(0). También se estudió el uso de los residuos en probetas de cemento, conteniendo un 10% de arcilla; los ensayos de compresión y flexión mostraron una pobre performance en comparación con el material sin arcilla, por lo que en futuros experimentos debería disminuirse su concentración.*

Palabras clave: Abatimiento Arsénico, Adsorción, Disposición Final, Propiedades Mecánicas.

ESTADO DE AVANCE EN EL DIAGNÓSTICO Y CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DEL ARROYO SARANDÍ Y SU ÁREA DE INFLUENCIA

Speltini, C.; Machalec, J.; Coppo, G.; Capato, N.; Sanchez, C.; Rodriguez, P.;
Flamini, L.; Martinez, N. y Nápoli, F.

Departamento de Ingeniería Química
Facultad Regional Avellaneda
Universidad Tecnológica Nacional
e-mail: cspeltini@fra.utn.edu.ar
e-mail: jmachalec@fra.utn.edu.ar
e-mail: csanchez@fra.utn.edu.ar

Resumen. *Durante tres años consecutivos se ha realizado un conjunto de estudios sobre el tramo a cielo abierto del arroyo Sarandí, ubicado en la provincia de Buenos Aires. Estos estudios abarcaron distintos aspectos vinculados con calidad de aguas superficiales, aguas subterráneas, sedimentos, identificación de afluentes, biota, estudios demográficos, producciones frutihortícolas, producciones artesanales, relevamiento de especies remediadoras y ubicación de las industrias asentadas en las proximidades del arroyo. En el sector estudiado coexisten diferentes escenarios: zonas rurales, zonas industriales, nuevos asentamientos urbanos y terrenos afectados por las actividades de post cierre de un relleno sanitario, conformando un entramado complejo tanto social como ambiental. Los registros relevados constituyen una base de datos hasta el momento inexistente, que permite detectar el grado de contaminación del arroyo y del sector aledaño. Con los objetivos de realizar comparaciones con otros cursos de agua de la provincia de Buenos Aires y de dar cuenta de las mutuas interacciones entre los diferentes escenarios, se elaboró un Índice de Calidad de las Aguas (ICA) y, paralelamente, se construyó un conjunto de Indicadores Socio-Ambientales (ISA) representativos de la situación. Los registros de los diferentes monitoreos realizados sobre el curso de agua y la zona de influencia, así como los resultados surgidos del Índice de Calidad de las Aguas y de los Indicadores Socio-Ambientales, muestran la situación crítica en la que se encuentra el arroyo y determinan la necesidad de planificar una gestión que contemple no solamente el estado de situación actual sino la preservación de entornos únicos en la zona como son los relictos de selva marginal y quintas costeras.*

Palabras clave: Indicadores, Índice de Calidad de Agua, Contaminación, Gestión.

APORTES DE PLOMO AL ESTUARIO BAHIENSE. PRIMER AVANCE.

Cifuentes, Olga¹; Escudero, Daniela¹; Ricciuti, Nestor¹; Medus, Silvina¹ y Devoto, Betina¹

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. *A partir de la detección de Plomo (Pb) en agua, sedimentos y peces del estuario bahiense (Provincia Buenos Aires, República Argentina), se fija como objetivo determinar la procedencia de este metal. Para ello, se evalúan los resultados de los monitoreos (período 2001-2012) 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° 12.530/01 (Polo Petroquímico y Área Portuaria). Se presenta un marco teórico sobre Pb que incluye: 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, verifican, procesan y analizan los resultados de Pb de las distintas descargas mencionadas y se las compara con los máximos admitidos por la legislación vigente para vuelco según cuerpo receptor. Las descargas se geoposicionan e implementan en un Sistema de Información Geográfica para la visualización espacial, relacionando los resultados de las mismas con los monitoreos realizados sobre el estuario. De este análisis surgen las consideraciones y/o recomendaciones finales.*

Palabras clave: Estuario, Plomo, Efluentes, Calidad de Agua.

APORTES DE ZINC AL ESTUARIO BAHIENSE. PRIMER AVANCE.

Cifuentes, Olga; Escudero, Daniela; Pérez, César; Medus, Silvina.

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. *La investigación es parte del Proyecto "Estudio de la dinámica (espacial y temporal) de los efluentes líquidos industriales y urbanos del Polo Petroquímico y Área Portuaria de Bahía Blanca" (UTN-FRBB), y constituye el primer avance de la Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental del Ing. Químico César Pérez. 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 2001-2011) 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). Las descargas se geoposicionan e implementan en un Sistema de Información Geográfico para la visualización espacial, relacionando los resultados de las mismas con los monitoreos realizados sobre el estuario. De este análisis surgen las consideraciones y/o recomendaciones finales respecto a las descargas aportantes de zinc. 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.*

Palabras clave: Calidad de Agua, Efluentes, Zinc, Contaminación, Estuario

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

Elordi, M. Lucila^{1,2}; Colman Lerner, J. Esteban^{1,3} y Porta, A. Andrés^{1,2}

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: Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Fac Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata, La
Plata, Argentina. lucilaelordi@hotmail.com, aaporta@yahoo.com.ar

3: 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. *El objetivo de este trabajo fue determinar y evaluar la calidad del agua superficial de los arroyos Las Piedras y San Francisco, utilizando el Índice de Calidad del Agua desarrollado por la Fundación Nacional de Sanidad de los EE.UU, con sus siglas en inglés (WQI_{NSF}). En todas las estaciones de muestreo, excepto en la estación SF1 correspondiente a la naciente del arroyo San Francisco, los valores del índice dan cuenta de una calidad mala del agua superficial en ambos arroyos. En la estación SF1 la calidad del agua es media o regular, superando el valor de WQI_{NSF} de 51 pero siendo menor a 70. Dados los resultados de los parámetros determinados individualmente, se observó una importante contaminación de origen fecal y una alta carga orgánica, debido probablemente a la carencia de servicios de saneamiento, al vertido de aguas residuales sin tratamiento previo o con tratamiento inadecuado. Debido a que la población adyacente a estos arroyos se encuentra aparentemente expuesta a múltiples focos infecciosos además del hacinamiento y la coexistencia con animales domésticos que actúan como reservorios de agentes patógenos, bajo un riesgo sanitario permanente, resultaría esencial un buen manejo y control eficiente de este recurso vital.*

Palabras claves: Índice de Calidad del Agua, WQI_{NSF} , Contaminación fecal, Arroyos degradados

DETERMINACIÓN DE DISTANCIAS DE IMPACTO ANTE DERRAME DE SUSTANCIAS TÓXICAS EN CURSOS DE AGUA

Delfratte, Evangelina S.; Santa Cruz, Alejandro S. M. y Scenna, Nicolás J.

CAIMI –Centro de Aplicaciones Informáticas y Modelado en Ingeniería
Facultad Regional Rosario
Universidad Tecnológica Nacional
Zeballos 1346, S2000BQA Rosario–Argentina
e-mail: edelfratte@frro.utn.edu.ar, ascruz@frro.utn.edu.ar, nscenna@yahoo.com.ar

Resumen. *El objetivo del trabajo es la determinación de distancias de afectación sobre cursos superficiales de agua de características definidas, dado el derrame ocasional de un volumen de sustancia tóxica. La sustancia contaminante considerada es el metanol. Los resultados presentados se basan en el análisis de las distancias obtenidas por resolución de múltiples escenarios representativos. Particularmente, en los resultados presentados, se considera que el derrame accidental es de características conocidas. Se utiliza un modelo simplificado (1D) para representar cursos con dirección de flujo predominante en sentido transversal y poca profundidad. Se analiza la evolución de las concentraciones y temperatura en sentido longitudinal. Transversalmente se consideran áreas en mezcla completa. El curso de agua es un curso hipotético de flujo predominantemente longitudinal, de área transversal constante, de dimensión preponderante en sentido transversal y poca profundidad. Estas dimensiones representan típicamente a cursos de agua de la región en los que podrían producirse accidentes debidos al transporte de la sustancia de referencia. En lo relativo a la naturaleza estocástica de las variables hidrológicas y atmosféricas (caudal del cauce, temperatura del agua, velocidad del viento, temperatura del aire, incidencia de la radiación solar, entre otras), se tienen en cuenta solo las consideradas relevantes de acuerdo a las propiedades fisicoquímicas de la sustancia contaminante (ej. sustancia volátil, intensidad del viento). El caudal principal de flujo es una variable conocida y se determina a partir de datos históricos. El caudal de fuga es una variable estocástica conocida. La corriente principal tiene características químicas similares al agua pura. La distancia de impacto estadísticamente significativa se obtiene, en general, como el 90 percentil de la distribución de distancias de impacto obtenidas mediante una simulación estocástica.*

Palabras clave: riesgo ambiental; distancia de impacto; derrame de sustancias tóxicas; índices de riesgo

FITORREMEDIACIÓN COMO MÉTODO ALTERNATIVO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

**Panigatti, Ma. Cecilia; Boglione, Rosana; Griffa, Carina; Schierano, Ma. Celeste y
Laorden, Franco**

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela
Bv. Roca 989. Rafaela. Santa Fe
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
laboratorio.quimica@frra.utn.edu.ar

Resumen. *El crecimiento demográfico ha producido un aumento de la contaminación ambiental, incluyendo aire, agua y suelo. Debido a esto, se observa una mayor tendencia mundial a aprovechar el recurso hídrico subterráneo, pero su uso para consumo humano, está limitado por la calidad de los reservorios con altos contenidos de arsénico, entre otros contaminantes. En los últimos años se han desarrollado las llamadas fitotecnologías que involucran el uso de plantas acuáticas para la remoción de metales y compuestos tóxicos del agua, siendo el principal mecanismo de captación de los mismos, la absorción a través de las raíces. El objetivo del presente trabajo es estudiar el uso de distintas plantas acuáticas para la remoción de arsénico y flúor del agua. Se seleccionaron y recolectaron tres especies existentes en la zona: Eichhornia crassipes, Salvinia herzogii, Pistia stratiotes, cada una de ellas, fueron estudiadas en dos muestras de agua subterránea con distintas concentraciones de analitos. Las aguas fueron caracterizadas inicialmente a través de las siguientes variables fisicoquímicas: pH, conductividad, sólidos totales, cloruros, dureza total, calcio, magnesio, alcalinidad total, sulfato, nitritos, nitratos, amonio, flúor, arsénico. Se utilizó la metodología propuesta por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Se determinaron diariamente temperatura y pH en las aguas en estudio. La efectividad en la remoción de los contaminantes se comprobó realizando determinaciones de arsénico y flúor, en las aguas a 1, 2, 6, 8 y 10 días. La temperatura de trabajo osciló entre 20 y 22 °C, mientras que los valores de pH sufrieron un aumento de una unidad en todos los casos, manteniéndose dentro del rango de la neutralidad. En cuanto al arsénico y flúor, se obtuvo una disminución promedio en las concentraciones de 22 % y 29 % respectivamente, en las tres especies estudiadas en las dos muestras de aguas.*

Palabras clave: Agua subterránea, Fitorremediación, Arsénico, Flúor

EVALUACIÓN DE FACTIBILIDAD EN EL REUSO DE AGUAS CON DESTINO INDUSTRIAL. PRIMER AVANCE.

Esandi, Juan¹; Sartor, Aloma²; Schmidt, Patricia²

1: Departamento de Ciencias de la Administración
Universidad Nacional del Sur (UNS)
12 de Octubre y San Juan, 8° Piso – (8000) Bahía Blanca
e-mail: juaniesandi@gmail.com, web: <http://www.uns.edu.ar>

2: 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 presente trabajo forma parte del Proyecto de investigación “Gobernanza y Gestión Integrada Recursos Hídricos”, en el eje que investiga sobre la viabilidad socioeconómica en la implementación del reúso de aguas con destino a las industrias a gran escala de la zona industrial portuaria de Bahía Blanca. El objetivo de este trabajo es realizar una evaluación sobre el marco institucional, normativo y de gestión para implementar proyectos de reutilización de aguas residuales. En particular la disponibilidad de agua en la región de Bahía Blanca está limitada a un desfase entre crecimiento de la demanda urbana e industrial que no estuvo acompañada por incorporación de nuevas fuentes significativas al sistema de abastecimiento, ni por planes de optimización en la gestión del recurso. Así mismo, la región se encuentra en una zona semiárida con ciclos de sequía que ponen en crisis reiteradas el sistema. Actualmente el complejo industrial portuario industrial consume casi un 25% del total del agua que se conduce por el acueducto que transporta el agua desde el embalse Paso de las Piedras y perforaciones realizadas en la cuenca alta del Sauce Grande hasta la Planta potabilizadora Patagonia. Un proyecto de recuperación y tratamiento del efluente de salida de líquidos cloacales de la Planta de Tratamiento Bahía Blanca, que actualmente vuelca sus efluentes en el estuario, después de un tratamiento primario y escasas condiciones de control de vuelco a la red, significaría que a partir de este nuevo recurso se podría reemplazar este porcentaje de agua dulce, actualmente de uso industrial, para mejorar la oferta de agua para consumo urbano, en especial para consumo domiciliario. La metodología que se utilizará para elaborar este trabajo consistirá en el relevamiento de la normativa aplicable a proyectos de reutilización de aguas residuales en el país y de las instituciones que intervienen en la gestión del recurso hídrico, identificando relaciones e intervenciones de cada organismo potencialmente vinculado al proyecto.*

Palabras clave: Reuso de aguas residuales, calidad del vuelco, contaminación del Estuario

ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE TIERRAS DE DIATOMEA ESTÁNDAR, CALCINADA Y USADA EN PROCESOS DE FILTRADO EN LA INDUSTRIA

Moya, N. S.; Gianenetto, F. E.; Vega Caro, L. ; Neme' N. y Murillo' M. D.

Centro de Investigación y Desarrollo en Ingeniería Ambiental (CEDIA)
Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Tucumán, Argentina.
susana_moya2004@yahoo.com.ar

Resumen. *Hace aproximadamente 300 millones de años, trillones de una diminuta planta unicelular (algas unicelulares) llamadas diatomeas existía en los océanos. Ellas construían una pequeña caparazón alrededor, compuesta por los mismos silicatos que extraían del agua. Los caparazones se fosilizaron y comprimieron creando un polvo de tiza de roca llamado tierra de diatomea. La misma es un polvo fino gris e inodoro. Se emplea como agente filtrante en los procesos industriales líquidos, por ejemplo, producción de cerveza y como filtro en materiales de construcción, pesticidas, pinturas y barnices. Se encuentra en la lista de Sustancias Peligrosas, por lo cual su manipuleo se debe realizar teniendo en cuenta la legislación de protección ambiental. Los límites legales de exposición admisible en aire es de 10 mg/m³ (como partículas inhalables) y de 3 mg/m³ (como partículas respirables) (ACGIH) como promedio durante un turno de trabajo de 8 horas. Este valor debe ser corregido por factores de exposición horaria, semanal u otra, según los tiempos de exposición a estudiar. Se ha realizado la comparación de las propiedades macroscópicas y microscópicas. Las propiedades físicas de las tierras de diatomea estándar, calcinada y después de su uso que se analizan y comparan de acuerdo al grado de clarificación en los procesos de filtración son: aspecto macroscópicos (roca purulenta, fina y porosa con aspectos margos), color (blanco, rosa o gris), nivel de porosidad (alta o baja), volumen (baja, muy baja, alta o muy alta densidad), capacidad de adsorción y abrasión, conductividad térmica, resistencia a la temperatura y porcentaje de humedad. Es un medio filtrante capaz de eliminar partículas de hasta 0.1 micras de tamaño y los pequeños poros producen un alto grado de clarificación. Para la tierra de diatomea calcinada el flujo del líquido entrante es más lento comparada con la tierra de diatomea sin calcinar, porque los poros aparecen más grandes y proporcionando mayor flujo de líquido, nivel y calidad de transparencia.*

Palabras claves: Tierra, Diatomea, Tipos, Propiedades Físicas.

INFLUENCIA DEL PH EN LA OXIDACIÓN QUÍMICA DE BTEX Y MTBE MEDIANTE FERRATO.

**Pepino Minetti, Roberto C. ; Pagnan, Mariángeles; Zanel, Pamela L.;
Macaño, Héctor R. y 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. *La oxidación química in situ (ISCO, por su acrónimo en inglés) involucra la inyección en el subsuelo de compuestos químicos capaces de degradar los contaminantes presentes en la zona vadosa y en el agua subterránea. Ante un derrame de hidrocarburos en la zona saturada, los BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos) y el MTBE (Metilterc-butil éter) serán los compuestos que mayor migración presentarán debido a sus propiedades químicas como ser la elevada solubilidad y bajos coeficientes de partición suelo-agua. Varios compuestos, como ser permanganato de potasio, peróxido de hidrógeno, entre otros, han sido utilizados como oxidantes habiéndose determinado en cada caso una fuerte influencia del pH en las correspondientes estabilidades y potenciales de reducción. En este trabajo se presenta un estudio del comportamiento a distintos rangos de pH de un nuevo oxidante, el ferrato de potasio (K_2FeO_4), y su influencia en la degradación de BTEX y MTBE en agua a temperatura ambiente. Para llevar a cabo este estudio, soluciones de BTEX y MTBE fueron preparadas en buffers de fosfato en agua destilada en una relación $(FeO_4^{2-}) / (BTEX+MTBE)$ de 100:1. Los rangos de pH seleccionados fueron: 5,8; 7; 8; 9,2; 10 y 11. Cada una de las soluciones fue analizada a diferentes tiempos mediante headspace y cromatografía gaseosa con detector de fotoionización. Los resultados obtenidos muestran un mayor grado de degradación a pH 9 para el Benceno y Tolueno, pH 7 para el Etilbenceno y los Xilenos, mientras que el MtBE se mostró recalcitrante a la degradación.*

Palabras clave: oxidación química, ferrato, BTEX y MTBE, agua subterránea, Reunión PRODECA.

DEPURACIÓN DE CROMATO Y VANADATO DE AGUAS CONTAMINADAS EMPLEANDO COLUMNAS RELLENAS CON POLÍMEROS NATURALES DERIVADOS DE LA INDUSTRIA PESQUERA

**González, Juan Carlos; Paula, Failo; Gulisano, Matías; Lanini, Julián
y Sala, Luis Federico.**

Área química general. Dpto. Química-Física.
Facultad de Ciencias Bioquímicas y Farmacéuticas.

UNR-IQUIR-CONICET

e-mail: gonzalez@iquir-conicet.gov.ar

Resumen. *Los contaminantes en los efluentes de origen industrial deben ser eliminados antes de su vertido en ríos o lagunas. La industria del acero genera cromato (CrO_4^{2-}) y vanadato (VO_3^-) superando los límites permitidos. Estas especies son tóxicas y carcinogénicas por lo que sus niveles en agua deben ser controlados. La remediación por sorción en columnas resulta un método prometedor teniendo en cuenta los resultados preliminares. Como sorbente de relleno para la eliminación de estos dos contaminantes se puede utilizar Quitosano, polímero se encuentra en grandes cantidades en crustáceos y moluscos. Es un polímero de la unidad monomérica D-glucosamina, es barato, abundante y biodegradable. Posee, además, una característica que lo diferencia de otros biomateriales: si las condiciones (pH, altura de relleno y flujo de la columna) son controladas adecuadamente, el contaminante es retenido sin que ocurra reacción redox y no se liberan al medio acuoso los estados reducidos de los contaminantes (Cr^{III} , V^{V}). Los estudios en columna a pH 3 y flujo 11-22 mL/min mostraron que 0,5 g de polímero depuran totalmente 200-300 ml de soluciones sintéticas conteniendo 100 mg/L de cromato/vanadato. La detección CrO_4^{2-} y VO_3^- fue realizada por el método de la difenilcarbazida y PAR (4-(2-pyridylazo)-resorcinol), respectivamente. Los datos experimentales de elución de la columna fueron ajustados con el modelo de Thomas. La alta capacidad de retención del contaminante varía con las condiciones experimentales y actualmente se encuentra en proceso de optimización.*

Palabras clave: columna, Quitosano, cromo, vanadio, biosorción, PAR, difenilcarbazida

INCORPRACION DE METALES PESADOS EN LADRILLOS

Calbo, V. ; Munuce, C.; Alitta, M. P. ; Baldo, C.; Mercado, M.; Soulé, R.; Parco Parisi, E. y Carlutti, F.

GAIA, Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales
Facultad Regional La Rioja
Universidad Tecnológica Nacional
San Nicolás de Bari (Este) 1100 – (5300) La Rioja – Argentina.
palitta2@hotmail.com

Resumen. *En el parque industrial de La Rioja funciona una planta que se dedica a la impresión de envases para productos alimenticios. Cada vez que se cambia la matriz se procede al lavado de la maquinaria. Las tintas residuales tiñen el agua de lavado y además contienen contaminantes, entre ellos metales pesados. Previo al vertido de los efluentes, se realiza un proceso en una planta de separación, por floculación decantación y filtración. Los productos resultantes son agua clarificada, apta para su vertido en las cloacas, y un residuo sólido con alto contenido de agua. Los barros actualmente tienen disposición definitiva en santa Fe, con un costo de traslado y de procesamiento muy alto. Este proyecto planteó una alternativa más simple y económica, su incorporación en la mezcla para ladrillos comunes. Se fabricaron piezas del tamaño de medio ladrillo con tres concentraciones diferentes de barro: 0, 5, 10 y 15%. Se cocieron en horno mufla siguiendo una curva de calentamiento similar a la aplicada en la industria, hasta alcanzar los 900°C. Se realizaron los estudios de inmovilización por lixiviación con soluciones acuosas con pH 5, 7 y 9 (empleando HCl y NaHO. Se logró la inmovilización de los metales contenidos pero la resistencia de los ladrillos obtenidos se redujo significativamente con el aumento de la proporción de barro. Se determinó que el límite de sólido a reemplazar por barro en la fabricación de ladrillos es el 2%. El método es efectivo pero se recomienda repetir los ensayos con captación y análisis de los volátiles para asegurar que no se incorporan compuestos nocivos a la atmósfera. Esto no pudo realizarse por no contarse con el equipamiento adecuado.*

Palabras claves: Incorporación. Metales. Pesados. Ladrillos

TRATAMIENTO DE EFLUENTES CLOACALES UTILIZANDO CÁMARA SÉPTICA - LECHO FILTRANTE

**Panigatti, Ma. Cecilia; Boglione, Rosana; Griffa, Carina; Boidi, Marco;
Schierano, Ma. Celeste.**

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Rafaela
Bv Roca 989. Rafaela. Santa Fe.
TE: (03492) 432702. FAX: (03492) 432710
maria.panigatti@frfa.utn.edu.ar

Resumen. *La ciudad de Rafaela cuenta con alrededor de cien mil habitantes. Actualmente, existen barrios que evacúan los líquidos servidos a pozos negros. Este sistema tiene múltiples desventajas, contaminándose el agua subterránea. El objetivo del trabajo es estudiar un sistema compuesto por cámara séptica - lecho filtrante con relleno granular como alternativa de mejora respecto a los pozos negros existentes. Se ha evaluado este sistema para el tratamiento de aguas servidas para una vivienda habitada por 4 integrantes. Se determinaron en el efluente de entrada y salida, variables fisicoquímicas y bacteriológicas. Además, se evaluó la influencia del sistema en el agua subterránea circundante, construyéndose un pozo de monitoreo aguas abajo del tratamiento. Previo a la construcción de la vivienda, se realizó una toma de muestra de agua y análisis de la misma. Posteriormente, desde el año 2010, se realizaron muestreos periódicos y se analizaron parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. En el sistema en estudio se ha evidenciado una importante disminución de las concentraciones de DQO y DBO₅ del efluente a la salida del tratamiento. A su vez mediciones realizadas en las aguas subterráneas aledañas al sistema, ponen de manifiesto las ventajas del tratamiento, ya que no se ha detectado contaminación de origen fecal.*

Palabras claves: agua subterránea, cámara séptica, infiltración, lecho filtrante

TRATAMIENTO DE EFLUENTES CON CONTAMINANTES ORGÁNICOS MEDIANTE FERRITAS MODIFICADAS DE CO Y MG: EVALUACIÓN DEL CONSUMO DE H₂O₂

Agú, U.^{1,3*}; Zannier, M.¹; Oliva, M.^{2,3}; Casuscelli S.^{1,3} y Crivello, M.¹

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ).
Facultad Regional Córdoba - Universidad Tecnológica Nacional.
Maestro López esquina Cruz Roja Argentina – Ciudad Universitaria, Córdoba.
e-mail: uagu@scdt.frc.utn.edu.ar

2: Instituto de Física Enrique Gaviola.
FaMAF - Universidad Nacional de Córdoba.
Ciudad Universitaria, Córdoba.

3: CONICET

Resumen. *Una de las problemáticas más urgentes a resolver por los organismos gubernamentales y la sociedad en su conjunto, es la de asegurar el aprovisionamiento de agua potable a las generaciones actuales y futuras. Las principales causas de la contaminación del agua superficial y subterránea son las descargas industriales, el uso de agroquímicos y el vertido de residuos domésticos. En las últimas décadas, las ferritas modificadas (MFe₂O₄) han sido empleadas como catalizadores heterogéneos en la degradación de contaminantes orgánicos presentes en solución acuosa a través del uso de peróxido de hidrógeno (H₂O₂), en los denominados procesos de oxidación avanzada (POAs). En el presente trabajo se evaluó la capacidad de las ferritas modificadas de Co²⁺ y Mg²⁺ para generar radicales OH^o a partir de H₂O₂. Las ferritas se obtuvieron por calcinación de los Hidróxidos Doble Capa (HDC) en aire a 550°C. Los HDC fueron sintetizados por co-precipitación empleando diferentes cargas de Co²⁺ y Mg²⁺, y diferentes métodos de envejecimiento: a temperatura ambiente (rt) e hidrotérmica a 200°C (ht). Los óxidos obtenidos y los materiales precursores fueron caracterizados por diversas técnicas, tales como DRX, ICP, determinación de superficie específica (método BET), RDUV-vis, FTIR, TPR, y espectroscopía Mössbauer. Las pruebas catalíticas consistieron, en esta primera etapa, en medir el consumo de H₂O₂ a temperatura ambiente con una relación de 75 mmol H₂O₂/50 mg de catalizador en un volumen de 100 ml de solución. La concentración de H₂O₂ a lo largo de la reacción se determinó a través de titulación yodométrica. De estas primeras experiencias realizadas se concluyó que las muestras sintetizadas con un 5% y un 10% de Co, por ambas técnicas de envejecimiento, presentaron el mayor consumo del H₂O₂. Este comportamiento se atribuye a la existencia de pequeñas partículas de CoFe₂O₄ dispersas en una matriz de MgO, por lo que estos materiales se presentan como potencialmente activos para la degradación de compuestos fenólicos con H₂O₂.*

Palabras clave: ferritas modificadas, Hidróxidos Dobles Capa, Procesos de Oxidación Avanzada, H₂O₂

COMPARACIÓN DE MEDIOS DE CULTIVO UTILIZADOS EN LA IDENTIFICACIÓN DE COLIFORMES FECALES TERMOESTABLES.

Cervi, Beatriz; Sosa, Claudia; Pascualone, María y Marengo, Cynthia.

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: bcervi@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

Resumen. *Para conocer las exigencias que requieren los microorganismos en su crecimiento, estudiar sus propiedades y caracterizarlos es necesario valerse de medios de cultivo de composición adecuada que cuenten con: nutrientes, inhibidores de flora no deseada, condiciones de temperatura, pH apropiados, entre otros. Como producto del metabolismo bacteriano se origina a veces color, desprendimiento de gas, olor, etc. El objetivo del trabajo fue comparar el comportamiento del caldo EC indicado por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SM) y caldo Mac Conkey 1x (simple concentración) en la determinación de Coliformes Fecales Termooestables (CFT) aplicando técnicas estandarizadas de Fermentación en tubos múltiples y cuantificación por medio del Número Más Probable (NMP). Los microorganismos buscados fueron aerobios, anaerobios, facultativos, Gram negativos no formadores de esporas con forma de bastón que fermentan la lactosa produciendo gas y ácido en cultivo de 48 horas a 35 °C. Se trabajó con 97 muestras positivas de Coliformes Totales (CT) procedentes de aguas crudas, de pozo, efluentes y cloacales cuya determinación presuntiva se realizó empleando Caldo Mac Conkey 2x (doble concentración) cultivándose a 35 °C durante 48 horas. A partir de los tubos positivos, se realizó la confirmación en caldo Verde Brillante cultivando a 35 °C durante 48 horas, obteniéndose 63 % pertenecientes a CT en este medio. La detección de CFT se realizó partir de todos los tubos de fermentación confirmados positivos para CT sembrando en caldo EC y se implementó como alternativa caldo Mac Conkey 1x (simple concentración) llevando a baño de agua ambos medios a 44,5 °C durante 24 horas. A partir de los tubos positivos de ambos medios se confirmó 71% de CFT en medio EMB. Esto demuestra que el caldo Mac Conkey 1x presenta comportamiento similar al medio EC recomendado en el SM.*

Palabras claves: medios de cultivo, coliformes totales, coliformes fecales termooestables

INCIDENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE DEL YODURO DE PLATA (I_{Ag}) USADO EN LA SIEMBRA DE NUBES POR EL PROGRAMA DE LUCHA ANTIGRANIZO EN LA PROVINCIA DE MENDOZA

Affranchino, Graciela; Benenati, Luaner ; Morcos, Jorge y Brusadín, Viviana.

Laboratorio de agua y suelo
Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza
Coronel Rodríguez 273 – Ciudad - Mendoza
e-mail: analisis@frm.utn.edu.ar

Resumen: *El yoduro de plata (AgI) es el compuesto más aceptado por los especialistas de la comunidad científica internacional en la metodología de la siembra de nubes. El contenido del metal plata (Ag) en dicho compuesto debe monitorearse sistemáticamente para establecer su influencia a partir de su concentración tanto en el hombre como en el medio. La plata (Ag), como la mayoría de los metales presentan niveles guías, (concentración de un componente determinado, que no suponen un riesgo significativo para el hombre y su entorno). Los diferentes países los adoptan, como referencia, para fijar los límites permitidos en sus normas. En nuestro país está vigente el decreto 831/93 de la ley 24051 de Residuos Peligrosos, que estipula los niveles guía de calidad de aguas y suelos para diferentes usos. Actualmente no existe información del contenido de plata (Ag) en las muestras de aguas obtenidas en pluviómetros, como consecuencia de su uso en la siembra de nubes, así como en suelos y vegetales, en la provincia de Mendoza, Argentina. El presente trabajo proporciona resultados en forma fehaciente y científica, en diferentes medios y situaciones que permiten evaluar la incidencia de dicho metal, tanto en aguas como en suelos de las zonas donde se lo usa bajo el Programa de Lucha Antigranizo. En la comunidad científica internacional (por ej. Eisler et al 2006) también se plantea esta problemática y se busca el mejor seguimiento y cuantificación de dicho metal para poder hacer una evaluación de su incidencia en el entorno.*

Palabras clave: Yoduro de plata, Lucha Antrigranizo, Siembra de Nubes, Medición.

LINEA DE BASE DE LA RADIATIVIDAD NATURAL EN SUELO DEL EJIDO MUNICIPAL DE LA RIOJA

**Baldo¹, C. ; Mainardi², R. ; Bonzi², E.; Mercado¹, M.; Céspedes¹, F.; González²,
E. Russo y Castore¹, F.**

1: Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales (GAIA)
Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional La Rioja
San Nicolás de Bari Este 1100, 5300 La Rioja
e-mail: cbaldo57@yahoo.com.ar

2: Facultad de Matemáticas Astronomía y Física (Fa.M.A.F.)
Universidad Nacional de Córdoba

Resumen. *Los seres vivos desarrollamos actividades en un ambiente cargado de radiaciones, en especial las ionizantes. El 48% de la dosis de radiación recibida por un individuo promedio en el mundo se debe a la presencia del gas radón y sus progenies activas. El efecto del gas radón inhalado en el aire es la segunda causa de cáncer de pulmón y, no está claro el efecto que causa cuando se encuentra en la comida o el agua. La OMS recomienda medir repetidamente la concentración de radón si en el suministro de agua de beber supera los 100 Bq/l. En el mundo se mide la radiactividad en suelos, aguas, aire, etc. para conocer los valores naturales como línea de base, monitorear la variación de los valores registrados y visualizados en mapas temáticos para evitar o controlar la contaminación radiactiva. El objetivo es realizar un mapa temático de radiactividad cuyos valores servirán de línea de base para futuras determinaciones especialmente pensando en la incipiente actividad minera en las zonas periféricas de la ciudad que se abastece de agua de pozos profundos que pueden contener radón. El trabajo presenta el resultado de analizar la radiactividad natural en suelo del ejido municipal de la ciudad de La Rioja. El muestreo se sistematizó mediante una cuadrícula, de 20 x 20 Km, tomándose muestras a 20 cm de profundidad cada 1 Km, posicionando los puntos con GPS. Fueron secadas y envasadas y después de un mes de estacionamiento, se analizaron en los laboratorios de FAMAF de la Universidad Nacional de Córdoba. El método de medición, investigado y desarrollado en el Laboratorio de Radiaciones Nucleares y Radiactividad Ambiental de FAMAF, se denomina PENELOPE y usa el código Fortran para el análisis de mediciones y resultados. Los resultados obtenidos indican que los valores medidos no sobrepasan los umbrales naturales.*

Palabras clave: Radiactividad, Línea de base, Mapa temático, Agua

OXIFUNCIONALIZACIÓN DE α -PINENO MEDIANTE CATÁLISIS HETEROGÉNEA. UNA ALTERNATIVA DE QUÍMICA LIMPIA

Cánepa^{1,2}, Analía L.; Eimer^{1,2}, Griselda A. y Casuscelli^{1,2}, Sandra G.

¹Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ), Facultad Regional Córdoba
Universidad Tecnológica Nacional
Maestro López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba Capital.(5016)
*e-mail: acanepa@scdt.frc.utn.edu.ar web:<http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq>

²CONICET.

Resumen. Según los principios de la química verde, una de las claves y herramientas para lograr tecnologías limpias es sustituir procesos que emplean cantidades estequiométricas de reactivos por catalizadores reutilizables. Específicamente, la catálisis heterogénea puede contribuir a la producción de químicos finos mediante métodos limpios, mejorando los procesos de producción y ayudando a eliminar o transformar subproductos no deseados o incluso tóxicos.

En este trabajo se estudió la oxidación de α -pineno, un sustrato económico y fácilmente disponible, cuyos productos de oxidación alílica presentan importantes aplicaciones principalmente en la industria farmacéutica. Para ello se empleó H_2O_2 , un oxidante con alto porcentaje de oxígeno activo (47%) y que genera H_2O como único subproducto, y materiales nano-estructurados modificados con cobre (Cu-M(x)).

Se estudió la influencia de la relación molar α -pineno/ H_2O_2 : 4/1, 2/1 a 70 °C y además se realizó una experiencia complementaria con un agregado adicional de H_2O_2 a la media hora de reacción. Los mejores resultados de conversión (23% mol), y eficiencia de H_2O_2 (85%) se obtuvieron realizando un agregado adicional de H_2O_2 a la media hora de reacción. Bajo estas condiciones la selectividad a los productos deseados verbenol y verbenona fue del 68% mol.

Para estudiar la estabilidad del catalizador al lixiviado de las especies de Cu activas y la posibilidad de ser reutilizado, se efectuaron varios ciclos catalíticos de 5 horas cada uno. Además, para corroborar la heterogeneidad de la reacción, se analizó por UV-Vis-RD el material fresco y usado previo a ser lavado con solvente y calcinado en aire a 500 °C durante 12 horas. Así el catalizador no presentó pérdida de actividad catalítica después de cuatro ciclos y no se observaron cambios significativos en los espectros de UV-Vis RD del catalizador fresco y usado, confirmando la permanencia de las especies de Cu en la estructura después de la reacción.

Palabras clave: Desarrollo sustentable, Oxidación de terpenos, Materiales mesoporosos.

OBTENCIÓN SUSTENTABLE DE MONOGLICÉRIDOS MEDIANTE CATÁLISIS HETEROGÉNEA

Bálsamo¹, N.; Oliva^{3,4}, M.; García Blanco⁵, A.; Eimer^{1,2}, G.; y Crivello¹, M.

(1) Centro de Investigación y Tecnología Química, UTN, FRC - Maestro López y Cruz
Roja Argentina, Ciudad Universitaria, 5016 Córdoba, Argentina.

(2) CONICET, Argentina

(3) Facultad de Matemática, Astronomía y Física, U NC - Córdoba, Argentina

(4) Instituto de Física Enrique Gaviola, CONICET, UNC - Córdoba, Argentina

(5) Instituto de Física Aplicada, UNSL - San Luis, Argentina

* nancybalsamo@gmail.com

Resumen. *El biodiesel posee las ventajas de ser considerado un complemento de los combustibles de petróleo. El crecimiento planteado a nivel mundial y local respecto al aumento de la producción de biodiesel, está generando una sobreabundancia de glicerol (subproducto del biodiesel). Esto provoca una caída progresiva en los precios del mismo y da lugar a una preocupación medioambiental por su exceso. En los procesos industriales existe la necesidad de desarrollar caminos sintéticos que, además de cumplir con el requisito de obtener productos con altos rendimientos deben contener un número reducido de pasos y ser medioambientalmente aceptables. Una gran variedad de materiales sólidos básicos usados como catalizadores eco compatibles son válidos para la producción en química fina. La posibilidad de sustituir bases líquidas por sólidos vuelve más sencilla la separación y remoción del medio de reacción y reduce las operaciones unitarias de purificación del producto. Los óxidos metálicos mixtos obtenidos por descomposición térmica de arcillas aniónicas del tipo hidróxidos dobles laminares (HDL), pueden aumentar la actividad de los sitios básicos con un tercer metal incorporado en la estructura. El propósito de este trabajo fue sintetizar óxidos metálicos mixtos derivados de HDL, con Ca y Ba como cationes divalentes incorporados por los métodos de coprecipitación e impregnación. Dichos materiales fueron utilizados en la reacción de transesterificación de estearato de metilo con glicerol para la obtención de monoglicéridos. Los difractogramas de Rayos X de los óxidos mixtos mostraron MgO conjuntamente con los óxidos del catión divalente incorporado. Además, por ICP y XPS se corroboró la incorporación del tercer metal a pesar del tamaño del radio iónico y una mayor incorporación por el método de impregnación. Los óxidos con Ba incorporado por impregnación presentaron el más alto rendimiento a monoglicéridos (72,95%), que estaría asociado a una mayor densidad de sitios básicos presentes en este material.*

Palabras claves: glicerol, catálisis heterogénea básica, óxidos metálicos mixtos, monoglicéridos

CALIDAD DE AGUAS SUBTERRANEAS AFECTADAS POR PROCESOS AGRICOLAS EN EL PARTIDO DE LA PLATA- PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Bazán, José M.; Alberino, Juan C. y Zamponi, Ricardo O.

Laboratorio ECAASS (Dto. Ingeniería Química)
Facultad Regional La Plata- Universidad Tecnológica Nacional
ecass@frlp.utn.edu.ar

Resumen. *El proyecto se basa en la generación de conocimientos en los campos relacionados al medio ambiente y a la calidad del recurso agua subterránea, para diversos usos. Además será de utilidad para tener un actual diagnóstico de la calidad del agua subterránea en algunos pozos en explotación en la zona frutihortícola del Partido de La Plata, y su potencial influencia, por el sentido de flujo, sobre los pozos de suministro de agua potable en la ciudad de La Plata. Como hipótesis preliminar, se considera la posibilidad de contaminación del agua subterránea por la actividad agrícola, con residuos agroquímicos y fertilizantes. La aplicación de fertilizantes, ya sean naturales o sintéticos, alteran la composición de las aguas de infiltración, modificando las concentraciones básicas en el agua subterránea de nitratos y otros nutrientes, así como también la presencia de algunos iones tales como sodio, potasio, cloruros, sulfatos, etc.. Por otro lado, ciertos metales pesados son lixiviados por la influencia de la dinámica propia de los suelos de estas zonas agrícolas, sometidos a constante remoción. El uso de plaguicidas es otra de las potenciales causas de contaminación de las aguas subterráneas. Se realizaron análisis volumétricos, por espectrofotometría de absorción atómica y cromatografía gaseosa. En algunos puntos muestreados se han detectado “anomalías” respecto a la calidad típica de los acuíferos muestreados. Esta comunicación informa sobre los resultados preliminares del Proyecto “Evaluación de la Calidad del Agua Subterránea en la Zona Frutihortícola del Partido de La Plata” (UTN1621).*

Palabras clave: Agua subterránea, Contaminación, Calidad, especies iónicas.

COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE COLIFORMES TOTALES ENTRE EL MONITOREO DEL AGUA DE POZOS DE PROVISIÓN Y AGUA DE RED URBANA POR LA TÉCNICA DE FILTRACIÓN (ISO 9308).

Moyano, Silvia Adriana; Marin, Graciela Nilda; Pegoraro Lidia E.

Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Villa María
Av. Universidad 450. Villa María. Córdoba
TE: (0353) 453500 FAX: (0353) 453-5498.
lab_quimica@frvm.utn.edu.ar

Resumen. *Se evaluaron muestras de perforaciones (pozos) existentes destinadas a abastecer de agua potable y de distintos puntos de la red de distribución de la ciudad de Villa María. El objetivo fue realizar la comparación de los resultados obtenidos entre los pozos de provisión, como sanidad de la fuente de origen y el agua de red urbana, para detectar posibles contaminaciones en el sistema de distribución. El muestreo se realizó durante el período de 1 año. Se analizaron 100 muestras. Fueron determinados coliformes totales y Escherichia coli aplicando la técnica de filtración por membrana (Norma ISO 9308). Los resultados obtenidos de los pozos de abastecimiento, como de la red de distribución urbana, no presentaron diferencias significativas, lo que estaría indicando la posible ausencia de contaminación de este tipo, de distintos orígenes, que podría surgir en el sistema de distribución. Se concluye que no hay contaminación con coliformes totales y Escherichia coli, aportada por el sistema de red de distribución. Por otra parte se considera importante evaluar posibilidad de otros contaminantes bacterianos, mediante el seguimiento de otros grupos bacterianos que se hicieron presentes en las placas sembradas y que no pertenecen al grupo coliformes, pero que desarrollan colonias amarillas en Agar de Lactosa TTC con Tergitol@7 en las muestras de agua tanto de los pozos de abastecimiento, como de la red de distribución urbana.*

Palabras clave: Monitoreo Coliformes, Filtración por membrana., Agua de red, Agua de pozos.

APLICACIÓN DE ELECTROFORESIS CAPILAR PARA LA DETERMINACIÓN DE CONTAMINANTES EN MEDIO ACUOSO EN MUESTRAS MEDIOAMBIENTALES. COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS ANALÍTICAS.

Marín, Graciela N.; Pussetto, Evangelina y Chevarría, Gastón.

Laboratorio de Química y Microbiología.
Facultad Regional Villa María.
Universidad Tecnológica Nacional
Av. Universidad 450. (5900). Villa María, Córdoba, Argentina.
lab_quimica@frvm.utn.edu.ar

Resumen. *La Electroforesis Capilar de zona ha sido descrita como un método rápido y simple para la separación y determinación de aniones inorgánicos. Estos aniones generalmente se analizaban mediante cromatografía iónica (IC), pero en la última década, la electroforesis capilar (CE) ha demostrado ser una potente herramienta para el análisis de iones inorgánicos. La CE ofrece un número de ventajas sobre la cromatografía iónica, incluyendo simplicidad, mayor eficiencia de la separación, menor tiempo de análisis, y un menor consumo de reactivos, todo lo cual lo hace ideal para el análisis de los solutos iónicos en matrices muy complejas, tales como muestras ambientales. Por otra parte, la prevención de la contaminación abarca cualquier técnica que reduce o elimina la cantidad y/o la toxicidad de los residuos en el punto de generación, lo que se considera de suma importancia en los laboratorios. La Environmental Protection Agency (EPA) ha establecido una jerarquía preferida de técnicas de gestión ambiental que coloca a la prevención de la contaminación como la opción de gestión de primera elección. El objetivo de este trabajo fue el de realizar la puesta a punto de técnicas analíticas por CE, en referencia a técnicas tradicionales utilizadas hasta el momento en el Laboratorio de la UTN Villa María, para la determinación de aniones inorgánicos en muestras medioambientales. En este estudio, se utilizaron técnicas de CE de la EPA. La detección se llevó a cabo directamente con un detector de matriz de diodos y se trabajó con un equipo Beckman Coulter. Fueron optimizadas las condiciones experimentales, tales como concentración de electrolito soporte, longitud del capilar, el voltaje y la temperatura. Se obtuvieron resultados con buena reproducibilidad respecto de los métodos del Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 18th y 21st Edition (SMWW) utilizados hasta este momento por dicho laboratorio.*

Palabras clave: Electroforesis Capilar, aniones inorgánicos, muestras medioambientales

APLICACIÓN DE COLUMNAS DE LECHO FIJO PARA CAPTAR METALES PESADOS EN AGUA

**Alitta, Mónica P.; Baldo, María C.; Calbo, Vicente; Mercado, Manuel E.
y Munuce, Ana C.**

GAIA, Grupo de Actividades Interdisciplinarias Ambientales
Facultad Regional La Rioja
Universidad Tecnológica Nacional
San Nicolás de Bari (Este) 1100 – (5300) La Rioja – Argentina.
palitta2@hotmail.com; cbaldo57@yahoo.com.ar; vicentecalbo@yahoo.com.ar;
mmercadoutnrl@yahoo.com.ar; cmunuce@arnet.com.ar

Resumen. *El presente trabajo tiene como finalidad determinar a escala batch la efectividad de la lixiviación por columnas o con lecho fijo en la captación de iones de metales pesados en agua, utilizando como tamiz las zeolitas naturales que se encuentran en yacimientos de La Rioja. La aplicación de columnas de percolación es muy utilizada para investigar la lixiviación estática. En este caso, el método nos permite estudiar el proceso de captación a través del intercambio iónico, de un elemento indeseable disuelto en la solución percolante (Cr). La dimensión básica es el diámetro de las columnas, debiendo mantener como mínimo una relación 6:1 con respecto al tamaño máximo de la alimentación para reducir el efecto de deslizamiento de la solución por las paredes de la columna y que predomine el efecto de la percolación. Para ello se diseñó una batería de columnas de PVC de 4 cm de diámetro y 40 cm de largo, en cuyo interior se colocó zeolita molida en tres clases granulométricas (una por columna) regada con la solución dopada en concentraciones de 1, 3 y 5 mg/litro (una por columna), totalizando 9 columnas. El ensayo se realizó durante 5 días tomando muestras del lixiviado de cada una de las columnas en forma diaria. Como intercambiador iónico se ha elegido la zeolita (clinoptilolita-heulandita) por su efectividad para adsorber/absorber iones de metales pesados (As, Cr). Como lixivante se utilizó una solución dopada de sales de cromo, la velocidad de goteo fue de 1,6 ml/min/cm². Se tomaron muestras diarias del lixiviado para realizar ensayos sobre contenido de Cr trivalente, Cr total y Na. Los resultados obtenidos en los análisis muestran una mayor captación de Cr total, en las columnas de menor granulometría (0,76 mg/l en A3; 0,86 mg/l en D3; 0,83 mg/l en G3; 0,89 mg/l en A5; 1,00 mg/l en D5 y 1,01 mg/l en G5), ratificando la hipótesis de trabajo.*

Palabras clave: Zeolita, Intercambio iónico, Cromo, Lixiviación.

INFLUENCIA DE LOS DISTINTOS PARÁMETROS DE REACCIÓN EN LA DEGRADACIÓN FOTOCATALÍTICA DE ÁCIDO NARANJA 7 UTILIZANDO TAMICES MOLECULARES MODIFICADOS CON CROMO Y TITANIO.

Sabre¹, Ema V., Elías^{1,2}, Verónica R., Eimer^{1,2}, Griselda A.
y Casuscelli^{1,2}, Sandra G.

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ)
Facultad Regional Córdoba
Universidad Tecnológica Nacional

Maestro López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, Córdoba Capital. CP. 5016.
e-mail: esabre@quimica.frc.utn.edu.ar, <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq>

2: CONICET.

Resumen. *Catalizadores mesoporosos modificados con una carga de Cr del 1,5% p/p y de Ti del 22% p/p fueron evaluados en la degradación fotocatalítica del colorante Ácido Naranja 7(AO7), alcanzando una degradación del 80% con una concentración de catalizador de 1 g/L y de 20ppm de colorante. En este trabajo se evaluó la influencia de los distintos parámetros de reacción en la degradación del AO7, con el objeto de optimizarlos. En particular se estudió el efecto de la variación de: concentración inicial de AO7, concentración del catalizador y valor del pH inicial. Para ello el rango de concentración estudiado de AO7 fue entre: 5-30 mg/L; el rango de catalizador evaluado fue: 0,6-1,6 g/L; finalmente el pH del medio se varió entre 2 y 7. De los resultados obtenidos pudo concluirse que bajo las siguientes condiciones optimizadas: 20ppm de AO7, 1g/L de TiO₂/Cr/MCM-41 a un pH natural puede obtenerse una degradación del colorante próximo al 86%, luego de 5 horas de reacción. Para analizar la biodegradabilidad del colorante se midió la relación DBO₅/DQO, encontrando un valor de 0,52 luego de 20 h de irradiación. Estos resultados indican que es posible incrementar la biodegradabilidad del AO7 mediante oxidación fotocatalítica, bajo las condiciones optimizadas.*

Palabras clave: Efluentes acuosos, Degradación de colorantes azoicos, Optimización de las variables de reacción.

ESTUDIOS DE SORCIÓN PARA LA ELIMINACIÓN DE Cr^{III} EN AGUA, EMPLEANDO UNA COLUMNA DE LECHO FIJO DE CÁSCARA DE NARANJA: EFECTO DEL FLUJO, LA CONCENTRACIÓN DEL METAL Y EL TAMAÑO DE PARTÍCULA

Gulisano, Matías; González, Juan Carlos; Paula, Failo y Sala, Luis Federico

Area química general. Dpto. Química-Física.
Facultad de Ciencias Bioquímicas y Farmacéuticas.

UNR-IQUIR-CONICET

e-mail: mngulisano@gmail.com

e-mail: gonzalez@iquir-conicet.gov.ar

e-mail: sala@iquir-conicet.gov.ar

Resumen. *La remediación por biosorción, proceso pasivo y económico, puede ser empleado para depurar los efluentes contaminados con metales pesados provenientes de la actividad industrial. El cromo es muy utilizado en la industria, principalmente, en la producción de acero inoxidable y en la manufacturación del cuero, donde se emplean sales de Cr(III). Los efluentes industriales contienen Cr(III) en exceso, por lo cual se deben desarrollar metodologías de remediación de bajo impacto ambiental para eliminar el contaminante y evitar su incorporación al medio. Este trabajo se focaliza en los estudios de biosorción de Cr(III) en columna, empleando cáscara de naranja. Los estudios realizados en lote demuestran que este biomaterial posee una capacidad de retención de Cr^{III} (q_{max}) de 39 mg de Cr(III)/g de biomasa. Esta biomasa péctica fue utilizada para empacar las columnas. En un experimento tipo, a temperatura ambiente y pH= 3,5, se usó una columna de 2 cm de diámetro interno y una altura aproximada de 10 cm, empaquetada con cáscara de naranja con una molienda en el rango 0,3-2 mm. Se utilizaron soluciones de Cr(III) como afluente de la columna con flujo continuo, controlado con bomba peristáltica. Se tomaron alícuotas del eluido a diferentes tiempos y la concentración de Cr(III) se determinó por método colorimétrico de la difenilcarbazida (540 nm). El perfil de “concentración del efluente vs. tiempo” (curva de punto de quiebre) describe el comportamiento dinámico de la columna. Se evaluó el efecto de la concentración del contaminante, el flujo y el tamaño de partícula en la eficiencia de la biosorción de Cr(III). Estas condiciones son de gran influencia en el tiempo de quiebre (t_b), el tiempo de saturación (t_s) y la capacidad de sorción (q). La variación del flujo de trabajo resultó ser el factor que más afectó el rendimiento del proceso de depuración. Los datos experimentales del perfil de elución de la columna fueron ajustados con el modelo de Thomas.*

Palabras clave: columna, naranja, cromo, remediación, biosorción.

SÍNTESIS, CARACTERIZACIÓN Y APLICACIÓN DE HIDROTALCITAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA CON NITRATO

Heredia¹, Angélica; Oliva², Marcos; Roldan¹, Constanza; Ullán¹, María ; Herrero¹,
Eduardo y Crivello¹, Mónica.

1: Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ)
Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Córdoba

Maestro López y Cruz Roja Argentina. CP 5016, Córdoba - Argentina.
angelicaheredia@gmail.com, <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq/>

2: Instituto de Física Enrique Gaviola – CONICET
Universidad Nacional de Córdoba, FAMAFA
Ciudad Universitaria. CP 5016. Córdoba – Argentina

Resumen. *El objetivo de este trabajo fue la síntesis, caracterización y aplicación de hidrotalcitas (HT) para la eliminación de nitratos de aguas contaminadas. En los últimos años se ha producido un aumento de la contaminación de nitratos en agua, debido, principalmente a la extensión de explotaciones ganaderas, uso de fertilizantes y del vertido de efluente sin tratamientos de ciertas industrias. Concentraciones de nitratos en el agua superiores a 50 mg/l son perjudiciales para la salud especialmente en neonatos causando el desarrollo de metahemoglobinemias. Los compuestos HT son una clase de arcilla aniónica bidimensional cuya fórmula general puede ser descrita como: $[Mg_{1-x}Al_x(OH)_2](A^{n-})_{n/x} \cdot mH_2O$, donde $A=(CO_3)^-$. La descomposición térmica a 450 °C genera óxidos mixtos. Éstos en contacto con agua conteniendo los posibles iones de la intercapa, pueden volver a reconstruir su estructura laminar. Esta propiedad se llama efecto memoria y se utiliza para la eliminación de nitratos, entre otros iones. Las HT se sintetizaron por coprecipitación, variando la relación de Mg/Al desde 2 a 4. Todas las muestras fueron calcinadas en atmósfera de aire a 450 °C por 9 hs. El material antes y después de utilizado fue caracterizado por DRX, área superficial y FT-IR. La reacción de adsorción se llevó a cabo durante 7 horas en un reactor tipo Batch de 100 ml de capacidad agitado magnéticamente a temperatura ambiente, la relación (g catalizador)/(g nitrato) fue de 20. Las muestras se tomaron cada una hora y se analizaron por UV-Vis. Se observó que el material reconstruye la estructura laminar y las concentraciones de nitrato iniciales disminuyeron de 55 mg/l a 36 mg/l en 4 hs de reacción utilizando un catalizador con una relación Mg/Al de 4.*

Palabras clave: Hidrotalcitas, óxidos mixtos, rehidratación, nitrato.

PREPARACIÓN DE FOTOCATALIZADORES Y SU EVALUACIÓN EN LA DECOLORACIÓN DE NARANJA DE METILO

Marchena^{1,3}, Candelaria; Leal; Gomez^{1,3}, Silvina; Pierella^{1,3}, Liliana y
Pizzio^{2,4}, Luis.

1: Grupo Zeolitas
Facultad Regional Córdoba
Universidad Tecnológica Nacional
Maestro López esq. Av. Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina.
e-mail: candelm@scdt.frc.utn.edu.ar, web: <http://www.investigacion.frc.utn.edu.ar/citeq/>

2: CINDECA (Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas “Dr. J.J. Ronco”)
Universidad Nacional de La Plata- CCT-CONICET
Calle 47 N° 257, La Plata, Argentina.
e-mail: lrpizzio@quimica.unlp.edu.ar

3: CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

Resumen. *La emisión de agentes químicos contaminantes provenientes de actividades industriales y domésticas, es un problema que está ganando cada vez más relevancia debido al incremento de la generación de los mismos, afectando gravemente tanto el ambiente como la calidad de vida de los habitantes. La fotocatalisis heterogénea basada en el uso de semiconductores, está recibiendo una creciente atención debido a sus aplicaciones y resultados en la eliminación de contaminantes acuosos. Los heteropoliácidos (HPA) son ampliamente utilizados como oxidantes así como catalizadores ácidos, poseen propiedades que son de gran utilidad y valor para la fotocatalisis. El inconveniente que presentan es la recuperación y reutilización debido a que son polvos finos solubles en solventes oxigenados. Con el propósito de resolver este inconveniente, muchos investigadores soportan este material en sólidos de gran superficie de área, mejorando la performance catalítica y sus propiedades fisicoquímicas. Entre los diferentes soportes utilizados, las zeolitas presentan una estructura porosa uniforme, alta superficie específica, canales que permiten la distribución uniforme de las moléculas soportadas. En este trabajo se evaluó la degradación de naranja de metilo (MO), colorante de tipo azódico presente en aguas residuales de la industria textil, utilizando como catalizador zeolita NH₄ZSM-5 impregnada con diferentes cantidades de HPA, puntualmente ácido tungstosfosfórico (TPA). A partir de los resultados obtenidos, a medida que aumenta la cantidad de TPA en la zeolita aumenta la degradación de MO. El mayor porcentaje de degradación de MO se obtuvo con 30% (p/p) de TPA incorporado, resulta interesante que no se obtuvo con 50% (p/p) de TPA; esto puede deberse a que se generan aglomerados del material, disminuyendo su área efectiva y, además que la carga excesiva de TPA origina la generación de pares hueco-electrón más rápidamente, formando más radicales hidroxilo, haciendo posible que la recombinación de éstos sea más rápida, disminuyendo la actividad*

Palabras clave: Zeolitas, Heteropoliácidos, Fotocatalisis Heterogénea, Naranja de Metilo.

FOTODEGRADACIÓN DE DICLORVOS EN AGUAS CON ZEOLITAS MODIFICADAS CON CATIONES.

Gomez^{1,4}, Silvina; Leal Marchena^{2,4}, Candelaria; Pizzio^{3,4}, Luis y Pierella^{2,4}, Liliana

1: Grupo Zeolitas, CITeQ (Centro de Investigación y Tecnología Química)
Facultad Regional Córdoba-Universidad Tecnológica Nacional
Maestro López esq. Av. Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina.
e-mail: sgomez@scdt.frc.utn.edu.ar

2: Grupo Zeolitas, CITeQ (Centro de Investigación y Tecnología Química)
Facultad Regional Córdoba- Universidad Tecnológica Nacional
Maestro López esq. Av. Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina.
e-mails: candelm@scdt.frc.utn.edu.ar; lpierella@scdt.frc.utn.edu.ar

3: CINDECA (Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas “Dr. J.J. Ronco”)
Universidad Nacional de La Plata- CCT-CONICET
Calle 47 N° 257, La Plata, Argentina.
e-mail: lrpizzio@quimica.unlp.edu.ar

4: CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

Resumen. *En los últimos años se ha implementado la fotocatalisis heterogénea como una alternativa viable para el tratamiento de efluentes. La misma consiste en la destrucción de los contaminantes mediante el empleo de radiación UV-VIS y catalizadores. El presente trabajo consiste en realizar fotocatalisis heterogénea del pesticida organofosforado Diclorvos en solución acuosa, utilizando como fuente luminosa una lámpara de mercurio de 125W y zeolitas del tipo NH₄-ZSM-11 impregnadas con diversos cationes (Fe, Cr, Co y Cu). Los catalizadores se prepararon por el método de impregnación en vía húmeda y se depositó un 10% de cada catión en la matriz. Los mismos fueron caracterizados por diversas técnicas analíticas como: Difracción de rayos X (XRD), Espectroscopia de Infrarrojo (FTIR), Reflectancia difusa (DRS), Área superficial (BET), entre otras. La reacción se realiza en un sistema termostatzado, con burbujeo de aire y agitación constante. El tiempo necesario para que los procesos de adsorción y desorción del pesticida sobre la zeolita en ausencia de iluminación alcancen el equilibrio se fijó en 30 min, luego se realizó la reacción propiamente dicha en 240 min (4 hs). El análisis de productos se realizó utilizando cromatografía líquida (HPLC). Los catalizadores preparados fueron comparados con la matriz zeolítica sin modificar. De acuerdo a los resultados obtenidos, los materiales impregnados muestran un porcentaje de degradación mayor que la matriz, siendo esta última inactiva para la reacción por sí misma. De los catalizadores soportados, la mayor degradación del pesticida se observó en la zeolita modificada con Fe (100%), debiéndose a la formación de un complejo Fe(OH)⁺² el cuál al ser fotoexcitado da como resultado radicales libres OH•, siendo éstos la principal especie de oxígeno reactivo producida y los que conducen a la destrucción del pesticida en agua. Los materiales preparados presentan como ventaja su recuperación y reutilización.*

Palabras clave: Fotodegradación, Diclorvos, zeolitas.

WETLANDS CONSTRUIDOS: VERSATILIDAD EN LA REMEDIACIÓN DE EFLUENTES DE INDUSTRIAS METALÚRGICAS

**Maine^{1,2}, M. A.; Sánchez¹, G.C.; Hadad², H. R.; Caffaratti¹, S. E.; Pedro¹, M. C.;
Di Luca², G. A. y Mufarrege², M. M.**

1: Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral,
Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

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

E-mail: amaine@fiq.unl.edu.ar

Resumen. *Los wetlands o humedales construidos son diseñados para enfatizar las propiedades que poseen los humedales naturales para la retención de contaminantes a través de procesos físico-químicos y biológicos. Son una alternativa sustentable, de bajo costo de instalación y funcionamiento. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de dos humedales construidos y determinar si los contaminantes eran retenidos por el sedimento o por la plantas, conocimientos claves para llevar a cabo un correcto manejo del humedal. En ambos wetlands se trata el efluente cloacal junto con el industrial que contiene metales. Como los volúmenes a tratar y la composición química de los efluentes es diferente, los wetlands construidos presentan diferentes características de diseño. Ambos wetlands funcionaron eficientemente, mostrando eficiencias de remoción satisfactorias para PRS, P total, especies nitrogenadas, DQO, sulfato, y metales. Typha domingensis (tatora), especie dominante en ambos casos, presentó alta capacidad de retención de metales, especialmente en su zona radicular, lo que demuestra su capacidad de fitoestabilización. Las concentraciones de metales y P aumentaron en el sedimento de la zona de entrada en fracciones químicamente estables. En uno de los wetlands, se observó una menor acumulación de metales en sedimento, pero altas concentraciones en detritos de T. domingensis, demostrando su capacidad biosorbente. Esto sería una importante ventaja para el manejo de humedales construidos, porque estos detritos podrían ser fácilmente removidos para su disposición final.*

Palabras clave: Contaminantes, Extracción secuencial, Acumulación, metales

CUARTA PARTE

RESÚMENES DEL IV CONGRESO



REVISIÓN DE METODOLOGÍAS USADAS PARA LA ELABORACIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS EN COLOMBIA: CASO DE ESTUDIO BOGOTÁ

Pachón, Jorge E.

Profesor Asociado Universidad de La Salle
Bogotá, Colombia
Email: jpachon@unisalle.edu.co

Resumen. *Los inventarios de emisiones a la atmósfera son una herramienta muy importante en la gestión de la calidad del aire y un insumo fundamental en la implementación de modelos de transporte atmosférico de contaminantes. En Colombia se han aplicado diversas metodologías para la elaboración de inventarios de emisiones en las principales ciudades que dan como resultado valores muy disímiles en las emisiones entre ciudades e incluso dentro de una misma ciudad. Actualmente se trabaja en el país en la elaboración de un protocolo nacional para la elaboración de inventarios de emisiones por parte de las autoridades locales. En este estudio se revisaron las publicaciones donde se reportan inventarios de emisiones en el país y se analizaron con el fin de identificar sus ventajas y desventajas, y en la medida de lo posible recomendar la metodología que mejor se adapte a las circunstancias nacionales. Se espera que en los próximos años, en la medida que los planes locales de gestión del aire se fortalecen, los ejercicios de modelación atmosférica sean más frecuentes y la necesidad de contar con inventarios de emisiones confiables y actualizados sea cada vez más apremiante.*

Palabras clave: factores de emisión, inventarios, Colombia, calidad del aire

PERFILES QUÍMICOS Y PATRONES ESPACIALES DEL POLVO DE LA CALLE COLECTADO EN LA MEGACIUDAD DE BUENOS AIRES

Fujiwara, Fabián¹; Gómez, Darío² y Faggi, Ana³

1: CONICET-CNEA
e-mail: fujiwara@cnea.gov.ar
2: CNEA-UBA-UNSAM
3: CONICET-MACN

Resumen. *Se estudió el contenido de 15 elementos en polvo de las calles de la megaciudad de Buenos Aires. Las muestras, colectadas en 67 sitios, se tamizaron en cuatro fracciones ($A < 37 \mu\text{m}$, $37 < B < 50 \mu\text{m}$, $50 < C < 75 \mu\text{m}$ y $75 < D < 100 \mu\text{m}$). Para detectar los componentes principales (minerales, silicato, compuestos de Ca) se empleó la difracción de rayos X (DRX). El análisis de partículas individuales por microscopía electrónica de barrido y energía dispersiva de rayos X (SEM EDX) permitió distinguir tres tipos principales: (i) origen mineral, (ii) productos de combustión esféricos, y (iii) otros tipos de morfología diversa, incluyendo formas cuasicúbicas, cuasi esféricas y material biogénico. Se cuantificó el contenido de 15 elementos (Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sn y Zn) por espectrometría de emisión óptica con fuente de plasma (ICP OES). Los elementos geológicos exhibieron las concentraciones más altas (mg g^{-1}), $\text{Fe} (10-55) > \text{Ca} (2-52) > \text{Al} (1-48) >> \text{S} (0,3-8) > \text{Mg} (0,4-7)$. Los valores medios de las concentraciones de los elementos antropogénicos ($\mu\text{g g}^{-1}$) oscilaron entre 2,1 (Cd) y 908 (Zn). El análisis de los datos se concentró en las fracciones de menor tamaño. Fueron identificadas cinco fuentes principales que contribuyen a la acumulación de polvo en las calles de Buenos Aires: (i) geológico, (ii) polvo de frenos, (iii) desgaste de neumáticos + escape de los vehículos, (iv) abrasión de componentes metálicos de los vehículos (excluidos los frenos) + gases de escape, (v) construcción/demolición. Los aportes estimados de estas fuentes se encontraron en el orden: construcción/demolición (27%) ~ desgaste mecánico de componentes metálicos + emisiones de escape (27%) > geológico (19%) > desgaste de neumáticos + emisiones de escape (15%) > polvo de frenos (12%). Una serie de elementos fueron identificados como marcadores químicos adecuados de algunas de las fuentes, (i) Al, Mg (geológico), (ii) Cd, Mo, Sb (polvo de frenos), (iii) Pb, Fe, Mn, Sn (desgaste mecánico de componentes metálicos + escape; (iv) Ca, S (construcción/demolición). Se encontró que la distribución espacial de los perfiles químicos en los 67 sitios era relativamente sesgada hacia la homogeneidad, aunque existieron indicios de que al menos una cuarta parte de los sitios totales mostraron concentraciones significativamente diferentes. Por último, se propusieron tres perfiles químicos diferenciados por distintos niveles de elementos geológicos y antropogénicos para caracterizar el polvo de las calles de Buenos Aires.*

Palabras clave: Contaminación atmosférica; metales y metaloides; fuentes de material particulado.

CARACTERIZACIÓN HORARIA Y DIARIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL NÚMERO TOTAL DE PARTÍCULAS EN AMBIENTES URBANOS Y SUBURBANOS EN MENDOZA

Allende^{1,2}, David G.; Romero¹, Gerardo E.; Cremades^{1,2}, Pablo G.; Mulena^{1,2}, Gabriela C. y Puliafito^{1,2}, Salvador E.

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente

Facultad Regional Mendoza

Universidad Tecnológica Nacional

Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)

e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, manu10mzarom@gmail.com, pablocremades@gmail.com,

celestemulena@gmail.com, epuliafito@frm.utn.edu.ar

web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa/>

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

Resumen. *La distribución de tamaños de los aerosoles atmosféricos, al igual que su concentración en número y masa, fuentes y sumideros, son elementos claves en el entendimiento y el control de sus posibles efectos en la salud, la visibilidad, el tiempo atmosférico y el clima. De estas propiedades, la distribución de tamaños es una de las más relevantes, ya que no solamente refleja la naturaleza de las fuentes de los aerosoles, sino que también se relaciona con los efectos sobre el sistema respiratorio. En el este trabajo se presentan distribuciones representativas de tamaños y datos de concentraciones en número de aerosoles en cuatro sitios de muestreo del Gran Mendoza, en diferentes condiciones meteorológicas. Para ello se utilizó un equipo de monitoreo GRIMM 1.107, el cual realiza medición de tamaño de partículas en 32 canales, entre 0,25 μm y 32 μm , por medio la dispersión de luz láser. De la gran cantidad de datos medidos, algunas conclusiones obtenidas son: a) se encontraron distribuciones horarias para el número total de partículas relacionadas con actividad vehicular en todos los sitios de monitoreo; b) la distribución de tamaños de aerosoles depende fuertemente de la meteorología local ; c) los patrones diarios varían entre dos extremos: influenciados predominantemente por la meteorología para sitios sin fuentes locales de partículas e influenciados por fuentes locales como el tráfico e industrias y la nucleación y d) observaciones inusuales durante las horas nocturnas sugieren la presencia de posibles fuentes que previamente no han sido consideradas.*

Palabras clave: aerosoles atmosféricos, distribución de tamaños, número de partículas, Gran Mendoza.

EL PAPEL DE LOS ÁRBOLES URBANOS EN LA REMOCIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN MENDOZA

Moreno, Gabriela A. y Martínez Carretero, Eduardo.

Geobotánica y Fitogeografía.

IADIZA. CONICET.

Iadiza C.C. 507 (5500) Ciudad. Mendoza. Argentina

e-mail: gmoreno@mendoza-conicet.gob.ar

e-mail: mcarrete@mendoza-conicet.gob.ar

Resumen. *La contaminación atmosférica es un problema serio en diversas ciudades, principalmente en ambientes áridos como la ciudad de Mendoza. Los árboles urbanos cumplen un papel fundamental como receptores de material particulado mejorando la calidad del aire local. El objetivo de este trabajo es evaluar la capacidad de retención de partículas sedimentadas por las diversas partes de la copa de Morus alba (hojas, ramas primarias y ramas secundarias) en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza (Microcentro, Suburbano, Periurbano y Parque General San Martín) en invierno y verano. Se evaluó además la frecuencia de tamaños de partículas sedimentadas mediante la observación con microscopio óptico OLYMPUS BX-51 con aumento 40X, con reglilla micrométrica de 1 mm de longitud- Para el conteo las partículas, fueron agrupadas por frecuencias de tamaños: 2-5 μm , 6-10 μm , 11-18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$. Las partículas finas resultaron más frecuentes en el microcentro, probablemente por el aumento de actividad vehicular, mientras que las más gruesas fueron más frecuentes en el sitio suburbano, probablemente porque las partículas de mayor tamaño que se depositan más cerca de la fuente de emisión están asociadas a partículas del suelo llevadas por el viento desde el monte circundante, mientras que las partículas finas pueden viajar grandes distancias antes de depositarse. No se observa una deposición discriminada de partículas por tamaño en las diversas partes de la copa de M. alba, probablemente asociado a que las hojas y las ramas de los árboles modifican la corriente de aire que ingresa a la copa generando remolinos que mezclan las partículas de diferentes tamaños. Las distintas partes del árbol participan de manera diferencial como receptores de material particulado, en particular como respuesta a la forma de la copa modificada por la poda, siendo importante realizar un manejo adecuado de la misma para favorecer una mayor superficie foliar y posterior eliminación de contaminantes depositados sobre las hojas.*

Palabras clave: Partículas, Tamaño, Árboles, Urbano

MEDICION DE NO₂, AEROSOLES Y PM10 EN LA PLATA

Reyna Almandos^{1,2}, J. ; Arrieta², N.; Sacchetto², V. ; Torres², V. ; Ocariz², R. y M. Orte³

1: Centro de Investigaciones Opticas (CONICET-CIC)
Camino Centenario e/ 505 y 508, La Plata
jreyna@ciop.unlp.edu.ar

2: Facultad Regional La Plata
Universidad Tecnológica Nacional
Calle 60 y 124, La Plata
noranarrieta@hotmail.com , vss@frlp.utn.edu.ar , torres.victor.andres@gmail.com ,
rorroocariz@yahoo.com

3: Departamento de Química
Facultad de Ciencias Exactas
Universidad Nacional de La Plata
Calle 47 y 115, La Plata
elmarcos80@yahoo.com.ar

Resumen. *En esta presentación se reportan los primeros resultados sobre la medición de dióxido de nitrógeno obtenidos por este grupo de trabajo, en la zona cercana al Polo Petroquímico de La Plata, mediante la aplicación de la técnica espectrofotométrica - método Griess-Saltzman Reaction D1607. Las concentraciones de NO₂, registradas en el año 2012, mostraron un valor promedio de 6 ppb. Asimismo y como continuación de los estudios referidos a la presencia de contaminantes atmosféricos en la región, que se realizan en la UTN-FRLP desde hace casi dos décadas, se presentan datos del presente año sobre el espesor óptico de aerosoles obtenidos radiométricamente, con valores entre 0.340 y 0.020 según la franja horaria considerada. En lo referido al material particulado, se aplicaron técnicas de microscopía electrónica al análisis de los filtros utilizados para la recolección del PM10, lo que permitió la detección de trazas de Fe, Zn, Cr, Ti y Cu, resultado que está de acuerdo con lo observado previamente usando métodos de espectroscopía óptica. Fueron utilizados datos meteorológicos de la región estudiada, incluyendo los de una estación instalada en la FRLP, para una adecuada interpretación de resultados.*

Palabras clave: NO₂, Aerosoles, PM10

MODELO BASADO EN AGENTES PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE CARBONO

Castesana¹, Paula S. y Puliafito^{1,2}, Salvador Enrique

1: Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional
Medrano 951. C.A.B.A.
e-mail: pcastesana@gmail.com

2: CONICET
Facultad Regional Mendoza/Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional,
e-mail: epuliafito@frm.utn.edu.ar

Resumen. *El aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera está incrementando el efecto invernadero adicional, trayendo consecuencias observables sobre el sistema climático. La dinámica poblacional y el crecimiento económico influyen directamente sobre el consumo de bienes, energía primaria, y por consiguiente, sobre las emisiones de CO₂. En este trabajo se presenta un modelo de crecimiento endógeno que simula la evolución de dichas emisiones utilizando como herramienta el Modelado Basado en Agentes (MBA). El MBA permitió describir el sistema como el resultado de la interacción de individuos, incluyendo variabilidad en los parámetros y el concepto de elección de comportamiento. Se obtuvieron resultados para la evolución del PBI/cápita, del consumo de energía primaria y de las emisiones de CO₂, como así también, del crecimiento demográfico y de distintos factores tecnológicos. Los mismos están en buen acuerdo con los datos históricos y con las proyecciones realizadas por diversas agencias internacionales.*

Palabras clave: Modelado basado en agentes, emisiones de CO₂, dinámica poblacional, indicadores tecnológicos.

TRÁFICO Y MEDIOAMBIENTE: OPTIMIZACIÓN DE REDES DE TRANSPORTE URBANO.

Dominguez^{1,2}, Patricia N. y Cortínez^{1,2,3}, Víctor H.

1: Centro de Investigaciones en Mecánica Teórica y Aplicada
Facultad Regional Bahía Blanca
Universidad Tecnológica Nacional
11 de Abril 461, 8000 Bahía Blanca
e-mail: vcortine@frbb.utn.edu.ar

2: Departamento de Ingeniería
Universidad Nacional del Sur
Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca
e-mail: pdoming@uns.edu.ar

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

Resumen. *La expansión de las ciudades trae aparejada la continua modificación de la red de transporte, tarea que requiere importantes inversiones. Por esta razón, antes de tomar decisiones en este sentido, es necesario predecir, tanto el comportamiento de la red ante tales modificaciones, como el consecuente impacto ambiental, teniendo en cuenta que el tráfico sigue siendo la principal causa de contaminación urbana. El diseño de las nuevas redes de transporte, o la modificación de las existentes, es un proceso complejo que involucra aspectos técnicos, económicos y ambientales y debe compatibilizar los objetivos sociales y los particulares de los conductores. En este trabajo se propone utilizar la optimización matemática como medio para lograr el mejor diseño que contemple ambos intereses y cumpla simultáneamente con las restricciones de costo y medioambientales impuestas.*

El modelo incluye un programa de optimización no lineal para buscar el estado óptimo del sistema y un modelo continuo-discreto de tráfico urbano, que se expresa mediante un sistema de ecuaciones diferenciales no lineales y un sistema de ecuaciones algebraicas, para resolver el problema de asignación de viajes a la red. El problema de optimización se resuelve mediante el algoritmo de Recocido Simulado, mientras que para solucionar el problema de asignación y obtener los flujos vehiculares, se recurre al método de Elementos Finitos. La contaminación atmosférica se estima mediante expresiones adecuadas de emisiones de contaminantes y ecuaciones de transporte, mientras que el ruido urbano se calcula utilizando conocidas fórmulas predictivas. Los resultados obtenidos permiten apreciar la efectividad del modelo propuesto.

Palabras clave: Optimización, Contaminación urbana, Tráfico, Asignación, MEF, Recocido Simulado.

INCERTIDUMBRE DE LOS DATOS METEOROLOGICOS Y SU INCIDENCIA EN EL MODELADO DE LA DISPERSION DE CONTAMINANTES EN LA ATMOSFERA

Diez¹, Sebastián; Abril², Gabriela; Vidal, Daniel; Allende, Carla y Britch, Javier

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>

2: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba
Av. Vélez Sarsfield 299 2^a piso, Ciudad Universitaria, Córdoba.
e-mail: g.alejandra.abril@gmail.com, web: <http://imbiv.unc.edu.ar>

Resumen. *Por variabilidad se entiende a la heterogeneidad real o diversidad dentro de una población, que no puede ser reducida ni eliminada, por más o mejores determinaciones. En cambio, la incertidumbre representa la ignorancia acerca de un fenómeno pobre o insuficientemente caracterizado, pero que puede reducirse mediante la recopilación de más y mejores datos. Las fuentes de incertidumbre se pueden clasificar en (i) incertidumbre de los parámetros (variables independientes), (ii) incertidumbre de los modelos matemáticos y (iii) incertidumbre referida al escenario de exposición. En este trabajo ha sido estimada la concentración de PM10 en distintos receptores, provocada a partir de las emisiones desde una fuente puntual ubicada a 2 km de la Ciudad de Malagueño (Provincia de Córdoba), considerando únicamente la incertidumbre de las variables de las cuales depende la dispersión de dicho contaminante. Este tipo de incertidumbre incluye errores sistemáticos o sesgos en el proceso de recopilación de datos, imprecisión en las mediciones analíticas, inferencias hechas a partir de datos limitados o poco representativos de la variable bajo estudio, y también de la extrapolación o el uso de datos sustitutos para los parámetros de interés. Las variables analizadas aquí son la dirección y velocidad del viento, la estabilidad atmosférica, y la temperatura ambiente. También la velocidad y temperatura de los gases de salida y la tasa de emisión. Para abordar este estudio ha sido aplicado el modelo denominado ISC-MC, el cual utiliza los algoritmos de dispersión del modelo ISC (Industrial Source Complex) en conjunto a la metodología de simulación denominada Monte Carlo (MC) con distribuciones de probabilidad ajustadas anualmente durante 5 años (2007 - 2011). Esta técnica combina el muestreo aleatorio con la capacidad que tienen los ordenadores para generar números al azar y automatizar los cálculos. Los resultados indican que de las variables estudiadas, la incertidumbre en la dirección del viento tiene la mayor incidencia sobre las estimaciones de concentración.*

Palabras clave: variabilidad, incertidumbre, PM10, Monte Carlo, Reunión PRODECA.

DISPERSIÓN DE MATERIAL PARTICULADO EMITIDO DESDE UN COMPLEJO INDUSTRIAL: COMPARACIÓN DE RESULTADOS

Diez¹, Sebastián; Abril², Gabriela; Piccioni¹, Martín y Britch¹, Javier.

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>

2: Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV)
Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales
Universidad Nacional de Córdoba
Av. Vélez Sarsfield 299 2ª piso, Ciudad Universitaria, Córdoba.
e-mail: g.alejandra.abril@gmail.com, web: <http://imbiv.unc.edu.ar>

Resumen. *El estudio de la dispersión de contaminantes en la atmósfera es una herramienta de fundamental importancia para la toma de decisiones referidas a la implementación de acciones correctivas en una determinada región. El empleo de modelos de dispersión de contaminantes permite estimar con un grado razonable de certidumbre las concentraciones de un determinado contaminante, como así también identificar las causas que provocan que se excedan determinados niveles de seguridad para la salud. En el presente trabajo se estiman las concentraciones de material particulado suspendido total (TSP) emitidas desde un complejo industrial dedicado a la manufactura de cemento en la Provincia de Córdoba a partir de la aplicación modelos computacionales, contrastando las predicciones con datos de concentración de material particulado en el área de estudio. Los modelos utilizados fueron el ISC-Primey Aermod, desarrollados ambos como de aplicación regulatoria para la estimación de concentraciones ambientales. Para ello primeramente fueron estimadas las tasas de emisión de las fuentes puntuales y difusas del complejo industrial utilizando el método de Estimación de Factores de Emisión. En segunda instancia se preprocesaron 5 años de datos meteorológicos horarios (período 2006-2010) provistos por el Servicio Meteorológico Nacional. Con las tasas de emisión y la meteorología se estimaron las concentraciones de TSP (promedio en de 24 horas) sobre el área de estudio. Por otra parte y mediante una campaña de muestreo de 120 días consecutivos se obtuvieron datos experimentales de concentración de TSP (en 24 horas), utilizando un muestreador de particulado HANDI-VOL en dos sitios localizados en las inmediaciones de la planta productiva. La comparación de los resultados muestra que los modelos aplicados subestiman hasta un 50% los valores de concentración de TSP en el área de estudio.*

Palabras clave: dispersión de TSP, tasas de emisión, exposición, Reunión PROIMCA.

DISPERSIÓN DE PM10 GENERADO POR EL TRÁFICO VEHICULAR EN CIUDAD UNIVERSITARIA, CÓRDOBA CAPITAL

Diez, Sebastián C.; Fonseca, José M.; Piccioni, Martín N. y Britch, Javier

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. *El Gran Córdoba tiene una población de 1.6 millones de habitantes y un parque automotor que ronda los 700 mil vehículos, los cuales son los responsables de la liberación de CO, CO₂, NO_x, Material Particulado, SO₂ y COVs entre otros. En este trabajo se presenta el modelado de la dispersión de PM10 en Ciudad Universitaria (CU), seleccionado como caso de estudio dado que más de 120 mil personas que trabajan o estudian diariamente allí. Además circulan por esta zona más de 100 mil vehículos al día generando una exposición considerable a los contaminantes emitidos por el transporte y los vehículos particulares. Para ello fue utilizado el modelo CAL3QHCR, recurriendo al uso de factores de emisión determinados para el Gran Bs. As., dado no se cuenta con dicha información para Córdoba. La actividad vehicular fue cuantificada en horario pico para generar una estimación conservadora, caracterizando la red de calles y avenidas circundantes a CU, y utilizando datos de meteorología medidos in situ. También se cuantificó la concentración de material particulado durante un mes utilizando dos muestreadores de bajo caudal. Los resultados obtenidos indican que la concentración en el receptor máximamente expuesto supera los niveles guía propuestos por la OMS.*

Palabras clave: Material Particulado, PM10, Emisiones Vehiculares, Dispersión.

ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS AEROSOLES DERIVADOS DE LA ERUPCIÓN DEL COMPLEJO PUYEHUE /CORDON CAULLE 2011

Mulena^{1,2}, Celeste; Allende^{1,2}, David; Cremades^{1,2}, Pablo; Puliafito^{1,2}, Salvador Enrique
y Gabriela Lakkis^{3,4}

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: celeste.mulena@gmail.com, david.allende@frm.utn.edu.ar,
pablo.cremades@gmail.com, epuliafito@frm.utn.edu.ar

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

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

4: Equipo Interdisciplinario para el Estudio de Procesos Atmosféricos en el Cambio Global
(PEPACG), Pontificia Universidad Católica Argentina (UCA), Alicia Moreau de Justo 1300, Buenos
Aires, Argentina
Email: gabylakkis@uca.edu.ar

Resumen. *Las propiedades ópticas de los aerosoles atmosféricos volcánicos son uno de los factores que mayores incertidumbres presentan en cuanto al posible papel que juegan en el balance de energía en el sistema Tierra-atmósfera. En este trabajo se caracteriza la variabilidad espacial y temporal de las propiedades ópticas de los aerosoles volcánicos derivados de la erupción del Complejo Puyehue - Cordón Caulle en junio 2011 con el modelo acoplado WRF-Chem (Weather Research and Forecasting model with Chemistry). En tal sentido, el modelo con condiciones iniciales y de borde de los datos de reanálisis ERA-Interim, se configura con opciones físicas y químicas adaptadas para el caso en estudio. Las salidas del modelo se comparan con mediciones de superficie de AERONET y con imágenes de los sensores MODIS y TOMS. Adicionalmente, se utiliza un algoritmo de detección para evidenciar la presencia de ceniza volcánica que utiliza tres canales del infrarrojo de MODIS. La metodología expuesta representa una herramienta útil para estimar el impacto de aerosoles generados por este tipo de eventos excepcionales.*

Palabras clave: WRF-Chem, aerosoles volcánicos, Puyehue-Caulle Erupción.

SIMULACIÓN DE LAS EMISIONES POR QUEMA DE BIOMASA EN EL NORTE ARGENTINO CON EL MODELO WRF-FIRE.

Cremades^{1,2}, Pablo G.; Allende^{1,2}, David G.; Puliafito^{1,2}, Salvador Enrique

1: Grupo de Estudios Atmosféricos y Ambientales
Facultad Regional Mendoza, Universidad Tecnológica Nacional
Rodríguez 273, Mendoza

e-mail: pablocremades@gmail.com, web: <http://www.frm.utn.edu.ar/geaa>

e-mail: david.allende@gmail.com

e-mail: enrique_puliafito@yahoo.com.ar

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

Resumen. *Este trabajo pretende evaluar el impacto sobre la calidad de aire de las emisiones por quema de biomasa, en el Norte argentino, fundamentalmente aquellas producidas por las prácticas agrícolas de la industria de la caña de azúcar. La información de ubicación de los focos de incendios se obtuvo del instrumento Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), abordo de las plataformas Terra y Aqua, con una disponibilidad temporal de hasta 4 imágenes por día. Se utilizó la base de datos de uso de suelo de GLOBCOVER 2009 para la estimación de la cantidad de biomasa disponible para la quema. Las estimaciones de consumo de combustible y factores de emisión surgieron de la literatura. La evaluación del transporte e impacto de las emisiones resultantes, se hizo utilizando el modelo Weather Research and Forecasting con química acoplada (WRF/Chem) y el módulo de incendios (WRF-Fire). Este módulo calcula la velocidad de propagación del fuego en función de las características del combustible, la topografía del terreno y la velocidad del viento. Además, el calor generado por las llamas modifica la dinámica atmosférica local, convirtiéndolo en un sistema realimentado. Como condiciones iniciales termodinámicas de los focos ígneos se utilizaron los datos de potencia de radiación del fuego (FRP por sus siglas en inglés), también obtenidos de MODIS. El trabajo muestra estimaciones preliminares de las concentraciones de contaminantes criterio: CO, CO₂, NO_x y SO₂. Estos resultados se comparan con estudios previos similares, a falta de mediciones in-situ de estos gases.*

Palabras clave: Calidad de aire, quema de biomasa, WRF-Fire.

MODELO PARA EL CÁLCULO DE LA LIBERACIÓN DE HIDROCARBUROS A LA ATMÓSFERA EN SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO SUBTERRÁNEO DE HIDROCARBUROS CON ESTIMACIÓN ESTOCÁSTICA DE LAS INCERTIDUMBRES POR OPERACIÓN DE ESTACIONES DE SERVICIO.

**Servetti, Gustavo; Picco, Eduardo; Ahumada, Guillermo; Macaño, Héctor
y Britch, Javier.**

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 del combustible en Estaciones de Servicio (EESS), constituyen una fuente difusa de contaminación del aire con hidrocarburos (HC). En este trabajo, se relevan datos de varias estaciones de servicios de la ciudad de Córdoba (Argentina) y se propone un modelado del fenómeno a través del cálculo de equilibrio líquido – vapor en los tanques y los procesos de difusión acontecidos por el gradiente de concentración, que se ajuste a la liberación de HC en estas instalaciones. Los resultados de esta metodología de estimación son comparados con el modelo aprobado por la US-EPA (United States Environmental Protection Agency) “AP (Air Pollutant) – 42”, basado en factores de emisión y actualmente recomendado para estas estimaciones. En Argentina los sistemas SASH de EESS poseen tres puntos principales de fugas a la atmósfera: el venteo de los tanques de combustibles, el separador de gases del surtidor y el pico expendedor a los vehículos. Los tres estados operativos posibles en EESS, donde se verifican distintas tasas de emisión de HC a la atmósfera son: descarga de combustible desde el camión cisterna al tanque subterráneo de almacenamiento (desplazamiento de volumen), carga de combustible a los vehículos a través del surtidor (desplazamiento de volumen) y cuando la instalación no está en operación (proceso de difusión). No obstante, existen algunas variables operativas inciertas o cambiantes en estas instalaciones, tal como la frecuencia de movimientos de combustibles durante el funcionamiento, para lo cual se establecieron distribuciones de probabilidad y se corrieron simulaciones Monte Carlo para la estimación de la masa de HC liberada.*

Palabras Clave: Venteo, Estaciones de Servicio, emisiones de hidrocarburos, Monte Carlo, Reunión PROIMCA.

ANÁLISIS DE LA COMPOSICIÓN PROTEÍNICAS EN LÁGRIMAS DE POBLACIONES EXPUESTAS A LA CONTAMINACIÓN AÉREA POR MATERIAL PARTICULADO EN ZONAS URBANAS E INDUSTRIALES.

Gutiérrez^{1,4}, M. A.; Sedan², D. ; Serradell³, M. A. ; Orte⁴, M.; Porta^{1,4}, A.; y Andrinolo^{1,2}, D.

1: Programa Ambiental de Extensión Universitaria (PAEU)– Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, 50 Y 115. e-mail: mgutierrez@biol.unlp.edu.ar, dandrinolo@yahoo.com, aaporta@yahoo.com.ar
web: <http://www.exactas.unlp.edu.ar/paeu>

2: Cátedra de Toxicología– Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. 47 y 115.
e-mail: danielasedan@yahoo.com.ar.

3: Cátedra de Microbiología – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, 47 y 115.
e-mail: maserr@biol.unlp.edu.ar

4: Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA) – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. 47 y 115. e-mail: ortemarcos1@gmail.com

Resumen. *La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que un 25% de las enfermedades actuales que enfrenta la humanidad están asociadas con la exposición prolongada a la contaminación ambiental. Muchas de éstas no se detectan fácilmente, pudiendo ser adquiridas durante la infancia y manifestarse en la edad adulta. A unos 10 km de La Plata se encuentra uno de los Polos Petroquímicos más importantes de Latinoamérica. Esta región ha sido objeto de estudios referidos a contaminantes en el aire, los cuales se correlacionaron además con el impacto sobre la salud de la población, en términos de asma y disminución de la capacidad respiratoria, y con el análisis de índices de riesgo informando valores superiores a los recomendados por la OMS. Nuestro trabajo pretende evaluar el efecto de la contaminación aérea en la composición lagrimal, considerando dos poblaciones de la región: una cercana al Polo Petroquímico y otra con diferente calidad de aire. Ambas zonas fueron monitoreadas en invierno y verano mediante un muestreador Mini-Vol TAS, para 10 y 2,5 micrómetros. Al mismo tiempo, se cuantificaron los niveles de proteínas en lágrima, mediante electroforesis SDS-minigel. En esta presentación se muestran los resultados obtenidos del análisis del primer grupo de participantes.*

Palabras clave: Lágrima, contaminación atmosférica, proteínas.

DISEÑO DE UN SISTEMA DE ESTERILIZACIÓN DE AIRE MEDIANTE ENERGÍA SOLAR CONCENTRADA.

**Vidal C. Daniel; Fonseca, José M.; Guerrero, Pablo A. ; Macaño, Héctor R.
y Britch, Javier.**

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: cvidal@ciqa.com.ar, web: www.ciqa.com.ar

Resumen *La creciente evolución en rubros que utilizan aire esterilizado para su normal funcionamiento, Tales como hospitales, centros de salud, laboratorios, y diversos sistemas de almacenamiento de alimentos y líquidos, han fomentado un gran desarrollo en tecnologías destinadas a tal fin. Sumado a esto, la necesidad de optimizar el uso de los diferentes tipos de energías, con la finalidad de minimizar el impacto ambiental e incrementar el rendimiento económico de las actividades fomentando un desarrollo sostenible, ha generado una marcada evolución de las tecnologías que permiten utilizar energías renovables tanto en forma asociada a las vigentes, como de manera individual para tal fin. La existencia de tecnologías simples y eficaces de concentración solar, colección y transporte de energía solar junto a la abundancia y gratuidad de la misma permite plantear el diseño de un dispositivo interior de esterilización de aire. De este modo, se abre un campo de posibilidades en el área de esterilización de aire permitiendo desarrollar nuevas técnicas y aplicaciones debido a las ventajas que ofrece un sistema seguro, flexible y versátil de esterilización por el efecto combinado de la radiación UV y la temperatura. En este trabajo se presenta un dispositivo de concentración solar dióptrico 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, y su posterior utilización. El mismo cuenta con un sistema de seguimiento solar que permite incrementar su eficiencia.*

Palabras clave: Energía Solar, Concentración Solar, Esterilización de aire, Reunión PROIMCA.

ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA NUBOSIDAD SOBRE LA RADIACIÓN SOLAR VISIBLE Y UV EN EL OBSERVATORIO ATMOSFÉRICO DE LA PATAGONIA AUSTRAL

**Wolfram^{1,2}, Elian A.; Salvador^{1,3}, Jacobo; Orte¹, Facundo; Bulnes¹, Daniela;
D'Elia¹, Raul; Vasquez², Pablo y Quel¹, Eduardo**

1: Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, CEILAP-UNIDEF (MINDEF-
CONICET), UMI-IFAECI-CNRS-3351, Villa Martelli, Argentina
Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli, Buenos Aires
e-mail: ewolfram@citedef.gob.ar, web: <http://www.division-lidar.com.ar>

2: Universidad Tecnológica Nacional, FRBA
Medrano 951, CABA, Buenos Aires.

3: UNPA, Unidad Académica Río Gallegos, Argentina
email: jsalvador@citedef.gob.ar

Resumen. *A tiempos cortos (minutos u horas) las nubes son el principal modulador de la radiación solar (UV y Visible) que llega a la superficie del planeta. Mientras que las nubes en general disminuyen la radiación directa, pueden producir un aumento en la cantidad de radiaciones difusas, y como consecuencia la radiación que llega a la superficie terrestre se incrementa con respecto a un escenario de cielo despejado equivalente. La División Lidar CEILAP ha establecido el Observatorio Atmosférico de la Patagonia Austral, un sitio de teledetección atmosférica cerca de la ciudad de Río Gallegos (51 ° 55'S, 69 ° 14'W). En este artículo se investiga el impacto de las nubes sobre la radiación UV y visible utilizando mediciones desde tierra de los diferentes radiómetros de banda angosta y ancha operativos en este sitio. Se implementó el uso del factor de modificación por nubes (CMF) que es el cociente entre el valor medido de la radiación solar y el respectivo valor modelado que representa la condición de cielo despejado. Se caracterizaron tanto las atenuaciones como los incrementos de la radiación UV y visible a nivel de la superficie, registrándose realces de hasta un 30% en cielos parcialmente nublados.*

Palabras clave: Radiación UV, cobertura nubosa, sensado remoto.

ESTUDIO DE LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA RADIACIÓN SOLAR GLOBAL VISIBLE Y EL IMPACTO DE LA COBERTURA NUBOSA EN BUENOS AIRES

Vasquez¹, Pablo; Wolfram^{1,2}, Elian; Salvador^{1,3}, Jacobo; Masi¹, S.; Repetto², Carla; Orte¹, Facundo; D'Elia², Raúl y Quel¹, Eduardo.

1: Universidad Tecnológica Nacional, FRBA
pmvasquez89@gmail.com

2: Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones, CEILAP-UNIDEF (MINDEF-CONICET), UMI-IFAECI-CNRS-3351, Villa Martelli, Argentina
Juan B. de la Salle 4397, Villa Martelli, Buenos Aires
e-mail: ewolfram@gmail.com, web: <http://www.division-lidar.com.ar>
Medrano 951, CABA

3: UNPA, Unidad Académica Río Gallegos, Argentina

Resumen. *La Estación de Sensado Remoto Pasivo (ESRP) de la División Lidar del CEILAP en Villa Martelli (Pcia. Buenos Aires) reúne un conjunto de radiómetros de banda ancha sensibles a la radiación solar visible, ultravioleta e infrarroja. Las mediciones que se realizan en la misma aportan datos para el estudio de la influencia de diferentes parámetros atmosféricos como las nubes y los aerosoles en la radiación solar que llega a la superficie de la Tierra en plano horizontal. En particular, la radiación solar de onda corta (300 nm-3000nm) representa el principal aporte de energía que recibe nuestro planeta, siendo el motor de todos los fenómenos atmosféricos. Es por ello que establecer y cuantificar los niveles de radiación solar es de suma importancia en los estudios ambientales. En este trabajo se cuantificó la variabilidad estacional del flujo solar global visible utilizando la base de datos (2009-2012) de la ESRP y estudió el impacto de la cobertura nubosa a través de la comparación con modelos paramétricos de radiación. Esto permitió cuantificar los efectos de atenuación que se producen como influencia de la cobertura nubosa en el recurso solar diario. Promediando los valores anuales de atenuación sobre los cuatro años analizados se obtiene que la nubosidad provoca un 26% de atenuación en la Irradiación Global Diaria respecto del valor modelado, y que no presenta un comportamiento estacional definido.*

Palabras clave: Radiación visible, sensado remoto, cobertura nubosa.

EVOLUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS INORGÁNICOS EN EL AGUA DE LLUVIA

López, María L.; Asar, María L. ; Ceppi, Sergio A.; Bürgesser, Rodrigo E.
y Ávila, Eldo E.

1: Facultad de Matemática, Astronomía y Física
Universidad Nacional de Córdoba, IFEG-CONICET
Medina Allende s/n. Ciudad Universitaria
laulopez@famaf.unc.edu.ar

Resumen. *El análisis químico del agua de lluvia, colectada en forma secuencial, proporciona información sobre la eficiencia del proceso de depuración de contaminantes atmosféricos por parte de la misma. El objetivo del presente trabajo es caracterizar el proceso de depuración atmosférica de la ciudad de Córdoba a través de diferentes coeficientes. A los fines de estudiar los mecanismos de intercambio producidos durante los eventos de lluvia no sólo se cuantificó la composición de los elementos solubles en el agua de lluvia, sino también la de los aerosoles que ésta arrastra. La caracterización química se realizó con la técnica de Fluorescencia de Rayos X por Reflexión Total en el Laboratorio Nacional de Luz Sincrotrón (Campinas, Brasil). Los elementos químicos analizados fueron: S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr y Pb. Se encontró una elevada concentración de Ca y K en la fracción soluble del agua de lluvia. Ambos elementos mostraron una alta eficiencia de deposición. Pb, Zn, Ni, V y Mn, de interés desde el punto de vista ambiental, sólo fueron encontrados en la fracción insoluble del agua de lluvia en concentraciones mínimas.*

Palabras clave: Lluvia, Depuración, Composición elemental, Radiación sincrotrón.

UN ESTUDIO SOBRE LA LLUVIA EN LA CIUDAD DE CÓRDOBA ENTRE 2009 Y 2012

Asar¹, María L.; López¹, María L.; Ceppi², Sergio; Bürgesser¹, Rodrigo E. y
Ávila¹, Eldo E.

1: Grupo de Física de la Atmósfera

2: Grupo de Espectroscopia Atómica y Nuclear

Facultad de Matemática, Astronomía y Física

Universidad Nacional de Córdoba

Medina Allende s/n. Ciudad Universitaria

e-mail: asar@famaf.unc.edu.ar, <http://www.famaf.unc.edu.ar/investigadores/areas-de-investigacion/fisica/#gfa>

Resumen. *El muestreo y análisis del agua de lluvia ha mostrado ser una técnica útil para estudiar su composición química, proveer una mayor comprensión de las fuentes que contribuyen con núcleos de condensación de nube y aumentar la comprensión de cómo se dispersan los contaminantes a nivel local y regional, así como su posible impacto en los ecosistemas. Durante los períodos de lluvia (septiembre-abril) de los años 2009 al 2012, se recolectaron muestras de agua de lluvia en la ciudad de Córdoba. Se midieron tanto el pH como la conductividad dentro de las 48 hs. del evento. Posteriormente, se dividió el volumen total de cada muestra en dos mitades, una sola de las cuales fue filtrada. Las muestras fueron reducidas por evaporación hasta un volumen final de aproximadamente 10 ml. Las muestras no filtradas fueron acidificadas y digeridas según protocolos internacionales, para disolver los aerosoles presentes. Estas muestras fueron analizadas mediante la técnica de fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF) en el Laboratorio Nacional de Luz Sincrotrón en Campinas, Brasil, para estudiar su composición elemental. Entre los principales resultados se pueden destacar el pH=6.5 que en promedio posee la lluvia en la ciudad. Los elementos encontrados en las muestras fueron: S, Ca, Cu, Cr, Sr, P, Fe, Mn, Pb, K, Ti, V, Zn. Las concentraciones de estos elementos estuvieron por debajo de los límites dados por la Organización Mundial de la Salud para el agua de consumo humano, además de mostrar una amplia variabilidad natural. Este estudio es el primero en la ciudad de Córdoba que da cuenta de la composición química del agua de lluvia y constituye una base con la cual comparar futuras variaciones tanto en la acidez como en la composición elemental.*

Palabras clave: Lluvia, Composición elemental, fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF), Lluvia ácida, Variaciones temporales.

INVENTARIO DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS EN MENDOZA. COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES EN 2011

Allende^{1,2}, David G.; Lana^{2,3,4}, Belén N.; Altamirano^{2,3,4}, Jorgelina C., Garro¹, Karina;
Ruggeri^{1,2}, María F. y Puliafito^{1,2}, Salvador E.

1: Grupo de Estudios de la Atmósfera y el Ambiente

Facultad Regional Mendoza

Universidad Tecnológica Nacional

Rodríguez 273 Ciudad, Mendoza (M5502AJE)

e-mail: david.allende@frm.utn.edu.ar, kmgarro@gmail.com, m.florencia.ruggeri@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: Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias del Ambiente (IANIGLA-CONICET)

4: Instituto de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Cuyo (UN Cuyo)

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/

Resumen. *En este trabajo se identificaron y analizaron fuentes específicas de Contaminantes Orgánicos Persistentes (POPs: Persistent Organic Pollutants) y se calcularon sus posibles emisiones, en el área del Gran Mendoza, durante el año 2011. Particularmente se estimaron las emisiones de Bifenilos Policlorados (PCB), Hexaclorobenceno (HCB), Diclorodifeniltricloroetano (DDT), Hexaclorociclohexano (HCH), Clordano (Cis-Nonaclor, Trans-Nonaclor), Oxiclordano (OxC) y Éteres bifenilos polibromados (PBDE). Debido a la gran variedad de fuentes y compuestos involucrados y a las limitaciones en la disponibilidad de información, no se utilizó un método armonizado para todos los compuestos en la preparación del inventario. Los datos presentados en este estudio proporcionan un panorama general de las emisiones de POPs en el Gran Mendoza, aunque en algunos casos, se basó solamente en información representativa, especialmente en el uso de factores de emisión genéricos. Finalmente, se destaca la necesidad de un esfuerzo mayor en la identificación y caracterización de emisiones difusas, no solamente para la obtención de relaciones entre fuentes y receptores, sino también para el desarrollo de estrategias de control más específicas. Información detallada y completa sobre las emisiones de POPs resulta esencial para interpretar niveles actuales y futuros de contaminación en áreas remotas. Asimismo, esta información es crucial para los tomadores de decisiones con el objeto de lograr una reducción en la carga de estas sustancias, tanto a nivel local como regional.*

Palabras clave: Inventario de Emisiones, Contaminantes Orgánicos Persistentes, Gran Mendoza, Calidad de Aire.

ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO Y CONTAMINANTES ASOCIADOS EN EL AIRE AMBIENTE DE LA PLATA Y ALREDEDORES

Orte¹, Marcos; Colman Lerner^{1,4}, Jorge E.; Arrieta², Nora; Giuliani¹, Daniela;
Matamoros³, Natalia; Sachetto², Víctor; Reyna Almandos², Jorge y Porta^{1,3}, Andrés.

1: CIMA, Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad Cs Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 y 115. 1900 – La Plata.

ortemarcos1@gmail.com, jecolman@hotmail.com; web: <http://cima.quimica.unlp.edu.ar/>

2: Facultad Regional La Plata Universidad Tecnológica Nacional. Calle 60 y 124. 1900 - La Plata. noranarrieta@hotmail.com, web: <http://www.frlp.utn.edu.ar>

3: LIS, Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 200. 1900 – La Plata.

4: CINDECA, Centro de Investigaciones en Ciencias Aplicadas, Facultad Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 257. 1900 - La Plata.
web: <http://www.cindeca.org.ar/>

Resumen. *El material particulado es un contaminante atmosférico que, en concentraciones que exceden determinados límites, puede representar un gran riesgo para la población expuesta. En el presente trabajo se muestran mediciones de una campaña llevada a cabo en la ciudad de La Plata y alrededores, zona expuesta a numerosas y extensas fuentes del contaminante estudiado. Se llevaron a cabo mediciones de material particulado de 2.5 y 10 µm de diámetro aerodinámico (MP_{2.5} y MP₁₀, respectivamente) en diferentes sitios, categorizados como industrial, urbano y residencial. El material extraído con un muestreador de aire de bajo flujo MiniVol TAS fue analizado mediante UFLC/UV/Fluorescencia. Con esta técnica, se buscó determinar la presencia y cuantificación de los 16 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) asociados al material particulado identificados como prioritarios por la USEPA, algunos de ellos clasificados como cancerígenos. También se estudió la presencia de diferentes metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe), mediante espectrofotometría de absorción atómica. De acuerdo a los resultados, se observa una diferencia en las concentraciones en los diferentes sitios, con mayores niveles en la zona industrial. Se pudieron detectar algunos de los HAPs prioritarios, tales como benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(k)fluoranteno, entre otros, mayoritarios en industrial; y los metales buscados.*

Palabras Clave: Material Particulado, HAPs, Metales, La Plata.

ESTUDIO DEL MATERIAL PARTICULADO INHALABLE Y CONTAMINANTES ASOCIADOS EN LAS CIUDADES DE LA PLATA Y BAHÍA BLANCA

Orte^{1*}, Marcos; Colman Lerner^{1,4}, Jorge E.; Morales², Anabela; Barrionuevo³, Paula;
Aguilar¹, Myriam; Giuliani¹, Daniela; Dodero², Verónica; Massolo¹, Laura;
Matamoros³, Natalia; Sánchez¹, Erica Y. y Porta^{1,3}, Andrés.

1: CIMA, Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad Cs Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 y 115. 1900 - La Plata.

ortemarcos1@gmail.com, jecolman@hotmail.com; web: <http://cima.quimica.unlp.edu.ar/>

2: Departamento de Química-INQUISUR, UNS. Av. Alem 1253, Planta Baja. B8000CPB - Bahía Blanca. web: <http://inquisur-conicet.gob.ar/>

3: LIS, Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 200. 1900 - La Plata.

4: CINDECA, Centro de Investigaciones en Ciencias Aplicadas, Facultad Cs. Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 47 N° 257. 1900 - La Plata. web: <http://http://www.cindeca.org.ar/>

Resumen. *El material particulado inhalable (MP10) es un importante contaminante atmosférico, debido a su peligrosidad per se y también porque puede actuar como medio de transporte de otros compuestos tóxicos. En el presente trabajo, se muestran los niveles de concentración de MP₁₀, en la ciudad de La Plata y en la ciudad de Bahía Blanca, ambas con alta influencia industrial, ya que en cada una de ellas se hayan importantes polos petroquímicos, y donde existe una importante influencia del tráfico vehicular. En ambas regiones, se eligieron sitios con distintas características que pudieran afectar la cantidad del contaminante medido (industrial, urbano y residencial). El material particulado depositado en los filtros fue analizado por medio de espectrofotometría de absorción atómica, con la cual se indagó la presencia de diferentes metales. Los resultados muestran una primera tendencia en la cual se observan mayores concentraciones de MP₁₀ en la zona industrial para ambas ciudades, seguido por los niveles encontrados en la zona urbana y con valores más bajos para la zona residencial, con mayores valores en general para la ciudad de Bahía Blanca. También se encontraron en ambas localidades y para todos los sitios diferentes metales (Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Cr y Fe).*

Palabras clave: Material particulado, HAPs, Metales.

ANÁLISIS DE LOS EFECTOS PRODUCIDOS POR LA EXPOSICIÓN AL MATERIAL PARTICULADO FINO SOBRE LA SALUD DE LOS HABITANTES DE LA ZONA DE ELABORACIÓN DE LADRILLOS ARTESANALES EN EL ALGARROBAL, MENDOZA

Allende^{1,2}, David G.; Civit^{2,3}, Bárbara M.; López^{2,3}, Miriam C.; Piastrellini^{2,3}, Roxana y
Curadelli³, Silvia.

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

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

3: Grupo CLIOPE
Facultad Regional Mendoza, Universidad Tecnológica Nacional
e-mail: bcivit@frm.utn.edu.ar, mclopez@frm.utn.edu.ar, roxana.ppp@gmail.com,
silvia.curadelli@frm.utn.edu.ar ; web: <http://www.frm.utn.edu.ar/cliope/>

Resumen. *La contaminación por Material Particulado (MP) ha sido reconocida como uno de los problemas ambientales con mayor impacto en la salud humana. En El Algarrobal, Mendoza, como en otros sitios del mundo, se realiza la fabricación de ladrillos de forma artesanal, con uso intensivo de mano de obra, muy poca mecanización e informalmente desde el punto de vista legal, ambiental y comercial. Este tipo de fabricación conlleva problemas ambientales debido a la extracción de recursos tales como agua, suelo y bosque nativo. La quema de biomasa en la etapa de cocción produce la emisión de gases, mientras que el movimiento de suelo para la extracción de materia prima, libera gran cantidad de material particulado a la atmósfera. En general, ésta situación se ve agravada porque un mismo predio se destina a la producción de ladrillos y a vivienda familiar. En este trabajo se analiza la relación entre el impacto en la salud de los habitantes de la zona y el nivel de contaminación a corto plazo. La información de las condiciones de vida y estado de salud de la población se obtienen mediante entrevistas y relevamiento de datos en instituciones sanitarias locales. Por otro lado, debido a que el tamaño de las partículas es determinante de su impacto en la salud, se estima también la carga total y las distribuciones de tamaño de material particulado por medio del monitoreo equipo GRIMM 1.107, el cual realiza medición de tamaño de partículas en 32 canales, entre 0,25 µm y 32 µm en las poblaciones aledañas a las zonas de producción. La obtención de información sobre la exposición al MP y sus efectos sobre la salud humana es esencial para los tomadores de decisiones lo cual permitiría el desarrollo de estrategias apropiadas para la reducción de los riesgos asociados.*

Palabras clave: material particulado fino, ladrillos, producción artesanal, impactos salud humana.

CÁLCULO DE LAS EMISIONES DE CARBONO DE FUENTES MÓVILES PARA LA REPÚBLICA ARGENTINA A PARTIR DE ÍNDICADORES SOCIOECONÓMICOS

Perez Gunella, Federico¹ y Puliafito^{1,2}, Salvador Enrique

1: Secretaría de Ciencia y Tecnología
Facultad Regional Buenos Aires
Universidad Tecnológica Nacional
Medrano 951 - CABA

e-mail: fperezgunella@frba.utn.edu.ar, web: <http://www.frba.utn.edu.ar>

2: CONICET

Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
Rodríguez 273 - 550 Mendoza

e-mail: epuliafito@frm.utn.edu.ar, web: <http://www.frm.utn.edu.ar/>

Resumen. *El presente trabajo presenta un inventario de emisiones de carbono de fuentes móviles para la república argentina. Para el cálculo de las emisiones se parte de los balances de emisión de contaminantes del sector de transporte estimados considerando la venta de combustible para la república Argentina y se consideran para la desagregación espacial variables socioeconómicas que cuantifican las emisiones por habitante. Los factores socioeconómicos considerados son la cantidad de habitantes y el índice de NBI para cada departamento de la república. Para la presentación de la información se construyó una grilla con celdas cuadradas de de 15km de lado. Los resultados obtenidos muestran que el 30% de las emisiones calculadas se concentran en sólo 14 distritos del país, en tanto que en 94% de los distritos que menos emiten se concentra sólo el 50% del total de las emisiones calculadas.*

Palabras clave: Calidad de aire, República Argentina, nbi.

ESTIMACIÓN DE LA TASA DE EMISIÓN PARA GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL RELLENO SANITARIO DE BOWER

Piccioni, Martín; Diez, Sebastián; Pepino, Roberto y Britch, Javier

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.
web: <http://www.ciqa.com.ar>

E-mail: mpiccioni@ciqa.com.ar, sdiez@quimica.frc.utn.edu.ar, rpm@ciqa.com.ar, ciqa@ciqa.com.ar

Resumen. *La ciudad de Córdoba genera aproximadamente 1.700 toneladas diarias de residuos sólidos urbanos, cantidad que sumada a lo generado por otras 17 localidades cercanas a la ciudad hacen un total de 1.900 toneladas/día que hasta marzo de 2010 tenían disposición final en el Relleno Sanitario de Bower (RSB). Los rellenos sanitarios son una de las principales fuentes de generación de gases de Gases de Efecto Invernadero (GEI). La presencia en la atmósfera de GEI's en niveles nunca antes experimentados por el sistema terrestre tiene relación con el fenómeno denominado "calentamiento global", el cual explicaría el aumento de la temperatura media global, tanto de la atmósfera terrestre como la de los océanos. El principal componente de los gases emitidos desde los rellenos sanitarios es el metano (40 al 70% vol.), dióxido de carbono (30 al 60% vol.) y otros gases como sulfuro de hidrógeno, óxido nítrico y amoníaco entre otros (1 al 5% vol.). En el presente trabajo, y por medio de una campaña de medición en una de las celdas del RSB realizada entre 2009 y 2012, se estimaron la tasa de emisión anual de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂). Dichas mediciones se realizaron bajo metodología USEPA (40 CFR Part 60, Method 1A, 2 & 3), determinándose en distintas bocas de venteo, por ejemplo concentración y velocidad de salida de gases, temperatura, presión y humedad. Esto permitió la derivación de las tasas de emisión del CH₄ y CO₂ para la celda en cuestión, las que luego fueron comparadas con las obtenidas del modelo LandGEM (Landfill Gas Emissions Model) de la USEPA. Las diferencias observadas indicarían que las fugas por emisiones fugitivas son significativas, con lo cual sería necesario cuantificarlas para generar una tasa de emisión de mayor representatividad.*

Palabras clave: gases de efecto invernadero, emisiones, metano, dióxido de carbono, Reunion PROIMCA.

DESARROLLO DE UN EQUIPO DE MONITOREO DE AIRE

Castro¹, Fernando y Cremades^{2,3}, Pablo

1: Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
e-mail: ferhcastro@gmail.com

2: Grupo de Estudios Atmosféricos y Ambientales
Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
e-mail: pablocremades@gmail.com

3: Becario CONICET

Resumen. *El monitoreo de calidad de aire es una actividad onerosa y en general las autoridades ambientales locales no cuentan con los recursos económicos necesarios para hacerlo. Además, la coyuntura económica y política en la que se encuentra la Argentina complica más el acceso a tecnologías importadas para el estudio de la contaminación atmosférica. Frente a este problema, las tecnologías libres de licencia y patentes desarrolladas en comunidad aparecen como una oportunidad para pensar soluciones adaptadas a la disponibilidad y las necesidades locales en distintos ámbitos, en este caso particular al de la contaminación atmosférica. La propuesta de este trabajo consiste en desarrollar un equipo portátil y autónomo para monitoreo de calidad de aire urbano, de bajo costo de construcción, operación y mantenimiento basado en hardware libre y sensores electrónicos de óxidos metálicos. Este tipo de desarrollos apunta a crear redes de monitoreo urbanas donde cualquier ciudadano pueda participar.*

Palabras clave: hardware libre, calidad de aire, sensores de óxido metálico

CARACTERIZACIÓN SONORA DE MATERIALES ABUNDANTES EN LA PROVINCIA DE MENDOZA FACTIBLES DE USAR EN LA CONSTRUCCIÓN DE BARRERAS ACÚSTICAS

Boschi¹, César E. y Robles², María del C.

1: Laboratorio de Acústica y Sonido “Mario G. Camín”
Facultad Regional Mendoza
Universidad Tecnológica Nacional
Dirección postal
e-mail: cboschi@frm.utn.edu.ar

2: Licenciatura en Educación Ambiental
Facultad de Educación Elemental y Especial
Universidad Nacional de Cuyo
Dirección postal
e-mail: maritarobles@yahoo.com.ar

Resumen. *El presente trabajo describe la investigación realizada con el objeto de caracterizar las propiedades acústicas de materiales abundantes en la Provincia de Mendoza factibles de usar en la construcción de barreras acústicas. En un estudio previo realizado sobre la contaminación sonora en la ciudad de Mendoza por el Laboratorio de Acústica de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Mendoza, se puso de manifiesto la problemática que representa el gran nivel de contaminación acústica debido al flujo vehicular, en un área representativa de la ciudad. El uso de barreras acústicas es uno de los métodos por los cuales se intenta reducir la contaminación acústica asociada a las carreteras. Las barreras se interponen como obstáculo en la trayectoria de propagación del sonido. Una barrera puede ser delgada o gruesa. Se considera delgada aquella barrera cuyo espesor ofrece un solo borde al frente de onda. La barrera gruesa en cambio, tiene un espesor tal, que presenta dos bordes claramente separados a cada frente de onda. En cada borde se produce difracción, así que la barrera gruesa tiene doble difracción. La utilización de materiales abundantes y de bajo costo en la construcción de dichas barreras acústicas agrega valor a este tipo de soluciones al ruido generado por el tránsito vehicular. Se exponen los resultados de estudios realizados en el Laboratorio de Acústica de la Universidad Tecnológica Nacional, Regional Mendoza a algunos de estos materiales y se emiten conclusiones y recomendaciones.*

Palabras clave: Sonido, Ruido, Contaminación Sonora, Barreras, Tránsito Vehicular

ANÁLISIS DE LAS TÉCNICAS DE REDUCCIÓN DE CAMPOS MAGNÉTICOS EN CABLES DE POTENCIA

Manassero, U.¹; Fernández, J. P.¹; Steinmann, I.¹ y Lorenzón, G.²

¹: Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP)

Facultad Regional Santa Fe

Universidad Tecnológica Nacional

Lavaisse 610, Santa Fe

e-mail: ulisesmanassero@hotmail.com; jpfernan@frsf.utn.edu.ar; isteinma@frsf.utn.edu.ar

²: Empresa Provincial de la Energía de Santa Fe (EPE-SF)

Bv. Pellegrini 2626, Santa Fe

e-mail: glorenzo@epe.santafe.gov.ar

Resumen. *En las últimas décadas, los campos magnéticos (B) han repercutido de manera sorprendente en la sociedad instalando el debate acerca de sus posibles perjuicios en la salud humana. Una de las principales fuentes de B son los cables subterráneos de potencia, debido a la corriente que transportan y a su cercanía con las zonas de tránsito habituales de la población. Las técnicas de reducción de B, según se demuestra en este trabajo, resultan eficientes y varias de ellas no requieren costos de inversión elevados, más aún si se aplican en la etapa de construcción del electroducto. El Grupo de Investigaciones de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP) ha desarrollado y validado un software para estimación teórica de los niveles de CM originados por cables de potencia, según diversas condiciones de tendido y configuración eléctrica. Este trabajo plantea un análisis técnico de la efectividad, ventajas y desventajas de las técnicas de reducción de B tales como distancia de separación de las fases, condición de la puesta a tierra de la vaina y profundidad de enterrado del electroducto entre otros.*

Palabras clave: cable subterráneo, campo magnético, técnicas de reducción.

NIVELES DE CAMPOS MAGNÉTICOS EN LÍNEAS DE ALTA TENSIÓN DE VARIAS EMPRESAS DE ENERGÍA. ESTUDIO DE CORRELACIÓN CON VARIABLES DEMOGRÁFICAS Y ELÉCTROMECAÑICAS

Manassero, U.; Fernández, J. P.; Steinmann, I. y Gimenez, W.

Grupo de Investigación de Sistemas Eléctricos de Potencia (GISEP)
Facultad Regional Santa Fe
Universidad Tecnológica Nacional
Lavaisse 610, Santa Fe
e-mail: ulisesmanassero@hotmail.com; jpfernand@frsf.utn.edu.ar; isteinma@frsf.utn.edu.ar;
wgimenez@frsf.utn.edu.ar

Resumen. *La Argentina, en los últimos diez años, ha experimentado una demanda de energía eléctrica importante, con un incremento sostenido a tasas del 5% aproximadamente. Frente al marcado incremento de la potencia consumida, surge un gran interrogante de interés para la sociedad en su conjunto, como lo son los campos magnéticos generados por las redes de energía eléctrica, que transportan y distribuyen la energía a los centros de consumo. En Argentina, la Resolución N° 77/98 de la Secretaría de Energía para líneas de tensión desde 13,2 [kV] y en condiciones de máxima carga térmica, adopta como valor límite de campo magnético 25 [μ T] en el borde de la franja de servidumbre y fuera de ella, medido a un metro del nivel del suelo. Los medios de información y el debate científico en curso han alimentado la preocupación por la posibilidad de que la exposición a campos magnéticos de baja frecuencia (50/60 [Hz]) pueda estar relacionada con un aumento de la incidencia de cáncer. Este trabajo propone comparar los mayores valores de campo magnético de 50 [Hz] registrados en la franja de servidumbre de líneas de alta tensión (LAT) -de diferentes compañías eléctricas- con el límite establecido por la normativa nacional y estudiar la posible correlación lineal entre los valores de campo magnético registrados con ciertos parámetros eléctricos y demográficos que pueden demostrar una relación causa-efecto.*

Palabras clave: Línea de alta tensión, campo magnético, correlación.

CONTAMINACIÓN ELECTROMAGNÉTICA CAUSADA POR LA TELEFONÍA CELULAR Y LOS ARTEFACTOS COTIDIANOS

Luján¹, Juan C.; Neme¹, Nadim; Teruel², G.; Gálvez², O. y Godoy², L. M.

1 CEDIA,
UTN –Facultad Regional Tucumán,
Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán,
jclujan53@yahoo.com.ar

2 Departamento de Ingeniería Electrónica,
UTN Facultad Regional Tucumán

Resumen - El presente trabajo consiste una numerosa cantidad de mediciones de campos electromagnéticos emitidos por diversos artefactos usuales en casas laboratorios, talleres, oficinas, consultorios médicos, hogares, interior de automóviles, ambientes abiertos, vía pública, etc. Se analizaron como fuentes emisoras de ondas electromagnéticas, teléfonos celulares de distintas marcas comerciales, sistemas de Wi Fi domiciliarios, teléfonos inalámbricos, modem para internet, monitores de rayos catódicos y de cristal líquido, afeitadoras eléctricas, licuadoras, hornos de microondas, lámparas de bajo consumo, tubos fluorescentes, lámparas de filamento y otros artefactos, estudiándose la variación del campo electromagnético a diferentes distancias de las fuentes emisoras. Estos estudios constituyen una base de información precursora de una investigación orientada a establecer si los campos eléctricos encontrados, pueden producir efectos adversos en algunos seres vivos incluyendo el hombre; la investigación biológica se encuentra paralelamente transitando los estadios iniciales, ya se encontraron algunos efectos apreciables, aunque otros tal vez se manifestarán a largo plazo, ya que los efectos adversos en los seres vivos requieren de varias generaciones de control. Se utilizó un medidor de inmisión electromagnética normalizado y un circuito antena compuesto por espiras de cobre y diodos de germanio de baja impedancia entre otros instrumentos. Llamó la atención la elevada intensidad de campos en los antiguos celulares analógicos, en las lámparas de bajo consumo, las pantallas de rayos catódicos y los motores universales de afeitadoras y licuadoras; además se desestimó la importancia de los efectos térmicos causados por los teléfonos celulares móviles.

Palabras Clave: Radiación Electromagnética, Campo Eléctrico, Teléfonos Celulares, Microondas.

TELEFONÍA MÓVIL: DEL “ELECTROSMOG” A LA CONTAMINACIÓN VISUAL

Aguirre, Anibal.

1: División Antenas y Propagación
Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF)
Ministerio de Defensa
JB de La Salle 4397-(1603)-Villa Martelli
e-mail: aaguirre@citedef.gob.ar

Resumen. *El objetivo del presente trabajo es analizar de manera sistémica el real impacto ambiental producido por el sistema de telefonía móvil: como contaminante del aire, como consumidor de energía eléctrica y como alterador del paisaje.*

Para llevar adelante el mencionado análisis se utilizó una metodología basada en el relevamiento y análisis integral de: 1) el nivel de Radiación no Ionizante emitido por las antenas de telefonía móvil en un contexto urbano de alta densidad de población, 2) la eficiencia energética del sistema, 3) el impacto visual de los sistemas soportes de antenas (torres, postes y pedestales). Así pues, de los valores de radiaciones no ionizantes obtenidos de las distintas campañas de medición de alta escala en grandes ciudades, se permite concluir que de existir el “electrosmog” éste sin dudas es de una intensidad muy pequeña respecto de los límites más exigentes del mundo, aún aquellos que emanan de criterios NO biofísicos, sino de una interpretación algo extrema de la aplicación del principio precautorio. Además, debe agregarse que de los pequeños valores registrados, solo un 10% o 20% corresponde al aporte de los sistemas de telefonía móvil, cuyas radiaciones se encuentran sujetas al tráfico de comunicaciones y por lo tanto los valores radiados que pueden obtenerse en horarios de bajo tráfico se encuentran por debajo de 0,1V/m. Entonces, si se deseara explorar el concepto de “contaminación electromagnética” sería tiempo de reorientar la búsqueda al análisis de la radiación aportada por los sistemas de Radiodifusión y TV.

Palabras clave: Electrosmog, Radiación ,Telefonía móvil, Contaminación electromagnética

MANIFESTACIONES BIOLÓGICAS DETECTADAS EN ALGUNOS ORGANISMOS EXPUESTOS A TELÉFONOS CELULARES

Luján¹, Juan Carlos; Neme², Nadim y Viscido, Carmelo³

1: CEDIA y Departamento de Ciencias Básicas Área Química, Facultad Regional Tucumán
Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050, Tucumán
e-mail: jclujan53@yahoo.com.ar, web: www.frt.utn.edu.ar

2: CEDIA, Facultad Regional Tucumán
Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050, Tucumán
e-mail: nemenadim@hotmail.com

3: Área Química y Química Aplicada, Facultad Regional Tucumán
Universidad Tecnológica Nacional
e-mail: cviscido@hotmail.com

Resumen. *Se estudió la influencia de las radiaciones electromagnéticas emitidas por teléfonos celulares, campos magnéticos fijos, campos eléctricos alternos de media y alta tensión sobre bacterias, levaduras, semillas de distintos vegetales, tejido vacuno, tejido graso humano y lóbulos auriculares de 25 personas voluntarias sanas. En los vegetales se investigó la germinabilidad de los embriones, la cinética de crecimiento radicular, el desarrollo de los tallos, la apariencia macroscópica de los plantines y los frutos de la planta adulta poniéndose atención a malformaciones y mutaciones. En los seres humanos se investigaron efectos térmicos con llamadas de larga duración utilizando celulares y se realizaron estudios citológicos de sangre por punción de los pabellones auriculares mediante hemogramas, fórmulas leucocitarias, recuentos de plaquetas y factores de coagulación. Además las personas que reportaron historias clínicas sin patología, fueron sometidas a pruebas de fragilidad capilar por el método del brazalete, contándose Petequias y comparando contra un grupo con antecedentes de alteración en los factores de coagulación. También se investigó la permeabilidad de diversos materiales biológicos y no biológicos al ser atravesados por estas ondas para establecer el grado de atenuación que se produce. Aunque la investigación biológica se encuentra transitando los estadios iniciales, ya se encontraron algunos efectos apreciables, y otros tal vez se manifestarán a largo plazo, ya que los procesos en los seres vivos requieren de tiempos prolongados y varias generaciones de ensayos. Se realizaron pruebas paralelas con microondas para cocinar alimentos, radiaciones ionizantes en el rango ultravioleta y rayos X, sobre embriones de semillas para obtener efectos biológicos adversos evidentes. Este trabajo está pautado para 5 años de investigaciones, y recién se está transitando el segundo año de experiencias con organismos vivos.*

Palabras clave: Celulares, Radiación Electromagnética, Microondas, Efectos Biológicos, Efectos Térmicos, Coagulación.

IDENTIFICACIÓN Y NIVELES DE EMISIÓN DE LOS CAMPOS ELECTROMAGNÉTICOS IRRADIADOS POR ANTENAS DE TELEFONÍA MÓVIL EN TUCUMÁN

Galvez¹, Oscar; Zalduendo¹, Luis; Teruel¹, Guillermo; Peralta², José y Godoy², Luis.

1: Docentes del Departamento de Electrónica, Facultad Regional Tucumán,
Universidad Tecnológica Nacional, Rivadavia 1050 (4.000) Tucumán, orgalvez@gmail.com,
teruelortizg@gmail.com,
0381-155009009

2: Profesional colaborador,
Facultad Regional Tucumán, Universidad Tecnológica Nacional.

Resumen. *Este trabajo fue realizado con el propósito de confeccionar un mapa real de las estaciones de transmisión de telefonía móvil existentes en la provincia de Tucumán y los niveles de radiación emitidos por las mismas. El impacto de las radiaciones no ionizantes sobre los sistemas vivos tiene mucha difusión sin bases científicas ocasionando en la población desconcierto y preocupación. En este contexto, se hace evidente la necesidad de la identificación y de la medición de los niveles de los campos electromagnéticos irradiados por dichas antenas, no descartando la necesidad en un futuro de estudiar la influencia de otras fuentes de radiación electromagnéticas como lo son los sistema de televisión, radiodifusión pública, entre otras. Este proyecto ha comenzado por la capital de la provincia, la cual está densamente poblada, posteriormente se extendieron las mediciones a municipios del interior con poblaciones de media a baja densidad. Las mediciones se realizaron en tres campañas desde el año 2008 hasta el 2011 abarcando 128 sitios de medición. El equipo utilizado para el registro de los niveles de inmisión fue el EMR 300 para medición isotrópica de campos eléctricos y la sonda empleada fue Electric Field Probe Type 18.00, con certificados de calibración. Los resultados obtenidos muestran valores de medición muy por debajo de los valores de referencia de las normas legales de nuestro país, de dos órdenes de magnitud por debajo del máximo permitido y la mayoría de las antenas se encuentra en zonas densamente pobladas.*

Palabras claves. *Radiación no ionizante, campos electromagnéticos, telefonía móvil, densidad de potencia, antena.*



CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA E HÍDRICA EN ARGENTINA, TOMO II

**Contribuciones del IV Congreso
PROIMCA Y II Congreso
PRODECA**

En este libro se presentan los aportes de la cuarta reunión del Programa de Medio Ambiente, Contingencias y Desarrollo Sustentable, que se realizó en la Facultad Regional Córdoba entre los días 5 al 7 de junio de 2013. Contó con las contribuciones de dos proyectos integradores: el Proyecto Integrador sobre Mitigación de la Contaminación Atmosférica (PROIMCA), y el Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua (PRODECA). El primero reúne investigaciones en el área de la calidad del aire, y el segundo sobre calidad del agua.

PULIAFITO, ALLENDE, PANIGATTI (Eds)
05/06/2013