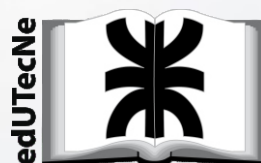




ENARCIV 2020

El Análisis de Ciclo de Vida al
servicio de una Economía Circular





IX Encuentro Argentino de Ciclo de Vida

VIII Reunión de la Red Argentina de Huella Hídrica

“El Análisis de Ciclo de Vida al servicio de una
Economía Circular”.

ENARCIV 2020

Rafaela 23 al 25 de setiembre de 2020

Evento Declarado de Interés por el Concejo Municipal de la ciudad de
Rafaela y por la Cámara de Diputados de la Provincia de Santa Fe

Libro de actas del IX encuentro Argentino de ciclo de vida y VIII encuentro de la red Argentina de huella hídrica, ENARCIV 2020 / Veronica Charlón... [et al.]; compilación de Maria Cecilia Panigatti; Veronica Charlón; editado por Fernando Cejas. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: edUTecNe, 2023.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-8992-28-0

1. Desarrollo Sustentable. 2. Agricultura Sustentable. 3. Economía. I. Charlón, Veronica, comp. II. Panigatti, Maria Cecilia, comp. III. Cejas, Fernando, ed.
CDD 363.70525

Universidad Tecnológica Nacional – República Argentina

Rector: Ing. Rubén Soro

Vicerrector: Ing. Haroldo Avetta

Secretario de Cultura Y Extensión Universitaria: Ing. Federico Olivo Aneiros

Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Rafaela

Decano: Ing. Oscar David

Vicedecano Ing. Osvaldo Frund

Secretario de Ciencia y Tecnología: Ing. Marcelo Laorden

INTA Estación Experimental Agropecuaria Rafaela

Director: ing. Jorge Villar Ezcurra

edUTecNe – Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional

Coordinador General a cargo: Fernando Cejas

Dirección General: Mg. Claudio Véliz

Dirección de Cultura y Comunicación: Ing. Pablo Lassave

Queda hecho el depósito que marca la Ley N° 11.723

© edUTecNe, 2023

Sarmiento 440, Piso 6 (C1041AAJ)

Buenos Aires, República Argentina

Publicado Argentina – Published in Argentina



Reservados todos los derechos. No se permite la reproducción total o parcial de esta obra, ni su incorporación a un sistema informático, ni su transmisión en cualquier forma o por cualquier medio (electrónico, mecánico, fotocopia, grabación u otros) sin autorización previa y por escrito de edUTecNe, titular del copyright. La infracción de dichos derechos puede constituir un delito contra la propiedad intelectual.

Comité Científico

Bárbara Civit
Pablo Arena
Fernando Mele
Rodolfo Bongiovanni
Leila Schein
Verónica Charlon
Paula Araujo
Patricia Garolera
Emiliano Jozami
Susana Feldman
Leticia Tuninetti
Roxana Piastrellini
Silvia Curadelli
Justina Garro
María Paz Tieri
Jorge Hilbert
Gloria Rotolo
M. Cecilia Panigatti

Organizadores

Lic. Carina Griffa
Lic. Rosana Boglione
Ing. Agr. Maria Paz Tieri
Lic. Luciana Jennerich
Dra. María Celeste Schierano
Ing. Prod. Agrop. Verónica Charlon
Lic. Mariana Mascotti
Dra. Bárbara Civit
Dra. María Cecilia Panigatti

Presentamos el Libro de Actas de los trabajos científicos expuestos en el marco del IX Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VIII Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica, ENARCIV 2020, realizado los días 23, 24 y 25 de septiembre de 2020, bajo el lema "El Análisis de Ciclo de Vida al servicio de una Economía Circular", desde la ciudad de Rafaela, Provincia de Santa Fe, Argentina

El ENARCIV es un evento anual que se lleva a cabo desde el año 2013, en esta ocasión presentamos la novena edición teniendo como organizadores la EEA Rafaela del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM) de la Facultad Regional Rafaela de Universidad Tecnológica Nacional (UTN) y el Grupo CLIOPE de la Facultad Regional Mendoza de la UTN.

En el año 2020 debido a la pandemia el evento se realizó totalmente en forma virtual sincrónica, permitiéndonos reunirnos en un espacio de capacitación, discusión y de difusión de trabajos científicos en el área de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y sus herramientas asociadas. Además, de buscar la consolidación de la Red Argentina de Ciclo de Vida (RACV).

El consumo y la producción sostenibles, es uno de los objetivos independientes de la Agenda de Desarrollo Sostenible 2030, a fin de propiciar un cambio hacia el consumo y la producción sostenibles tanto en países desarrollados como en desarrollo. Sin embargo, si nos centramos sólo en unos recursos, sectores económicos o repercusiones ambientales y sanitarias no alcanzaremos la visión colectiva de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. La economía circular, toma este nuevo paradigma económico buscando mejorar la productividad de los recursos, adecuando el funcionamiento de los sistemas de producción y consumo, con un menor uso de materiales y energía, y al mismo tiempo reduciendo los desperdicios y emisiones. Las complejas cadenas de suministro, las tecnologías de producción y los patrones de consumo de la economía moderna causan numerosos impactos ambientales. A través de ACV, se pueden identificar las causas – efectos en el ambiente de los bienes y servicios y así podemos comprender las consecuencias ambientales de las acciones humanas, y actuar identificando las estrategias de mejora más efectivas y/o evitar el impacto negativo en el ambiente a largo de toda la cadena de valor (cadena de suministro más las fases de uso y eliminación). Por otro lado, el ACV, es una importante herramienta de apoyo a la toma de decisiones que, entre otras funciones permite, a las empresas comparar y optimizar el desempeño ambiental de los productos y a las autoridades diseñar políticas para el consumo y la producción sostenibles.

El programa del ENARCIV 2020, estuvo conformado por disertaciones especiales, exposiciones de los trabajos científicos y un espacio para la discusión y presentaciones de los trabajos bajo la modalidad de póster aprobados por el Comité Científico. Los trabajos estuvieron organizados en 10 ejes temáticos: Análisis de Ciclo de vida, Costos de Ciclo de Vida, Huella de Agua, Huella de Carbono, Economía Circular y Ecoeficiencia, Sustentabilidad Industrial, Educación y Otros. Esta edición cuenta con los 27 resúmenes presentados y 10 trabajos completos.

Por último, queremos agradecer a la Red Argentina de Ciclo de Vida, por confiarnos la organización de este Congreso, a los asistentes y conferencistas virtuales

que aportaron su experiencia enriquecedora. También un reconocimiento y agradecimiento especial al Comité Organizador del Encuentro, al Comité Científico, a la Subsecretaría de Tecnología de la Información de la Facultad Regional Rafaela y a la Agencia Vivo de Diseño y Comunicación por el trabajo dedicado a la organización y al desarrollo del evento virtual.

Verónica Charlon

María Cecilia Panigatti

Responsables del ENARCIV 2020

Empresas e instituciones que apoyan y auspician el evento:

Gobierno de la Provincia de Santa Fe

Municipalidad de la ciudad de Rafaela

Instituto para el Desarrollo Sustentable Rafaela

Centro Comercial e Industrial de Rafaela y la Región

Cormoran S.A.

Faben S.A.

Arqlite

Re Accionar

Fagdut (Asociación Gremial de Docentes de la Universidad
Tecnológica Nacional)

ADUT (Asociación de Docentes de la Universidad Tecnológica
Nacional)

Resúmenes

Análisis Ciclo de Vida

- Análisis de ciclo de vida de agregado de plástico reciclado
- Huella de carbono y huella hídrica de la fibra de algodón desmotado
- Huella de carbono y huella energética del etanol anhidro, producido en una mini destilería "MINIDEST" en origen
- Primeros pasos hacia la planificación de la producción sustentable de aceite de palma en Colombia
- Estudio comparativo del perfil ambiental de biorefinerías de maíz a través del análisis de ciclo de vida
- Análisis de una planta de etanol continua con recuperación de dióxido de carbono
- Selección de indicadores de uso del suelo para estudios de ciclo de vida de sistemas de producción de alimentos en las zonas áridas de Argentina
- Evaluación de impactos en el desarrollo de indicadores regionales para eutrofización terrestre y acuática
- Del ICV al ACV de jamón crudo
- Propuesta de conjuntos habitacionales compactos para optimizar el uso del agua y su impacto en tierras secas.

Costos de Ciclo de Vida

- Costos para la descarbonización del transporte automotor en argentina, mediante vehículos de celdas de combustible en base a hidrógeno

Huella de Carbono

- Estimación de la huella de carbono en la producción primaria de trigo de la provincia de Córdoba
- Huella de carbono y energética en la producción de caña de azúcar en misiones Misiones
- Estimación de la huella de carbono en la producción agrícola de peras en el Alto Valle del Río Negro
- Huella de carbono en establecimientos lecheros de la provincia de Santa Fe bajo diferentes sistemas de alimentación

Huella Hídrica

Valoración de la huella hídrica en cultivos de vid con diferentes manejos de riego en Colonia Caroya, Córdoba.

Evaluación del uso del agua en producción de alimentos para sistemas lecheros bovinos

"Productividad del agua en establecimientos lecheros de la Argentina bajo diferentes sistemas de alimentación"

Economía circular y ecoeficiencia

Evaluación ambiental de estrategias de economía circular aplicadas a la industria citrícola (Tucumán)

Sustentabilidad Industrial

Modelado del tratamiento de efluentes olivícolas. Una aproximación mediante ANFIS

Degradación de colorantes textiles: una alternativa para el reuso del agua en el proceso de teñido

Educación

Red de freatímetros Venado Tuerto

Del agua virtual a la ISO 14046. evolución de un curso de postgrado en huella hídrica

Análisis de oferta educativa de grado y posgrado en análisis de ciclo de vida y huellas ambientales en Argentina

Otros

Estudio preliminar de la huella de carbono del sistema productivo arrocerero en la provincia de Corrientes

Análisis Ciclo de Vida

Análisis de ciclo de vida de agregado de plástico reciclado

Melina GÓMEZ²

Jerónimo KREIKER*¹

Lucas PEISINO¹

Ariel CAPPELLETTI¹

Belén RAGGIOTTI³

Ariel OCHOA²

¹Centro Experimental de la Vivienda Económica (CEVE)-CONICET, AVE. Igualdad 3585, Córdoba, Arg.

jkreiker@ceve.org.ar

²Instituto de Física Aplicada (INFAP)-CONICET, UNSL. Almirante. Brown 869, D5700ANU San Luis, Arg.

³Centro de Investigación, Desarrollo y Transferencia de Materiales y Calidad (CINTEMAC), UTN-FRC.
Maestro M. López y Cruz Roja Argentina, Córdoba, Argentina.

Resumen

Una de las corrientes de residuos que más creció en los últimos años es la de los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (RAEE). Dentro de este tipo de desechos es posible revalorizar varios de sus componentes y materiales a través del reciclado, pero la fracción plástica de RAEE (FPR) no logra ingresar a un sistema productivo competitivo, debido a su heterogeneidad y compuestos contaminantes, principalmente metales pesados y aditivos retardantes de llama [1].

En el CEVE está en desarrollo una tecnología para la revalorización de la FPR, que contempla la fabricación de un agregado de plástico reciclado (APR) mediante la técnica del Core-Shell para ser usado en matrices cementicias y fabricación de ladrillos en reemplazo de agregados naturales [2].

En el presente trabajo se muestra un análisis del ciclo de vida (ACV) preliminar del APR, en el que se analiza el proceso desde el ingreso de la materia prima a la planta de fabricación hasta obtener el componente final (*de la puerta a la puerta*). La unidad funcional (UF) seleccionada es 1 (una) tonelada de APR en Argentina. Se estableció el Consumo Energético (CE) durante la producción y calentamiento global por GEI por dicho consumo. Incluye también consumo de combustible por transporte en el que se establecieron 3 distancias posibles, de 15 km (ejido urbano); 50 km (escenario

intermedio) y 200 km (escenario desfavorable). Para las emisiones de GEI se calculó el producto de la cantidad de energía eléctrica consumida (kW) por un factor de caracterización correspondiente a los gases que conforman el CO₂e. (CO₂, CH₄, N₂O), según las Directrices IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

En nuestro país se han desarrollado trabajos de ACV comparando áridos naturales con reciclados. Si bien difieren en alcance, unidad funcional seleccionada, distancias etc. Brindan valiosa información sobre el desempeño de los Agregados Naturales/Reciclados (ANR) como alternativa. Mercante y col. [3] definió valores de 3,75 g CO₂ e. para GEI y 830 kW para CE para la UF de 1 kg., mientras que Wirtz, [4] en su tesis, estableció un valor de 487 CO₂ e. para GEI con una UF de 1 m³ y distancia nula. En la Tabla 1 se visualizan los consumos por proceso en el ciclo de producción del RPA y las emisiones provocadas por dichos consumos.

Tabla 1. Emisiones de GEI por consumo energético

Proceso		CE (kW)	CO ₂ equiv. (kg)
Desgarrado		573	338
Triturado		193	114
Encapado		5	3
Transporte	200 km	65	325
	50 km	16	81
	15km	5	24
TOTAL Esc. Desfavorable		836	780
TOTAL Esc. Ejido urbano		711	454

El CE para la fabricación de APR arrojó un valor de 836 kW. Corresponde al 13% del CE del procesamiento del ANR en el trabajo de Mercante. El transporte consume de un 0,60 a un 8% de CE total por lo que, de encontrarse las plantas emplazadas dentro de la misma ciudad, este sería el escenario ideal, con un consumo energético de 711 kW. Para las emisiones de GEI, el APR emite un total de 780 kg CO₂ e., que equivale a un 20% menos que el ANR de Mercante, pero a un 62% de las emisiones para Wirtz. El APR supone una alternativa al ANR en la que factores como; la ubicación geográfica, la distancia entre plantas de reciclado y de fabricación, el tipo de transporte, etc. interfieren en su eficiencia ambiental.

Referencias

- [1] E. Dimitrakakis, A. Janz, B. Bilitewski, and E. Gidakos, "Small WEEE: Determining recyclables and hazardous substances in plastics," *J. Hazard. Mater.*, vol. 161, no. 2–3, pp. 913–919, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.054.
- [2] M. Gomez *et al.*, "A Novel Core-Shell Synthetic Aggregate from WEEE Plastic and Portland Cement," *3rd Green Sustain. Chem. Conf.*, 2018.
- [3] I. Mercante, P. Arena, and M. Bovea Edo, "Evaluacion De Alternativas De Gestion De Rcd Con Ciclo De Vida," p. 9, 2009.
- [4] M. N. Wirtz, "agregado grueso reciclado - propuesta metodológica " Facultad de Ingeniería – Universidad de Buenos Aires," 2016.

Palabras clave: RAEE, agregado, reciclado, calentamiento global, consumo energético.

Huella de carbono y huella hídrica de la fibra de algodón desmotado

BONGIOVANNI, Rodolfo^{1,2*}

TUNINETTI, Leticia³

^{1,2*} INTA-UCC, Ruta 9 km 636, X5988AAB Manfredi. +54 9 3572 528646
bongiovanni.rodolfo@inta.gob.ar; <https://orcid.org/0000-0001-5709-750X>

³ INTI. Centro Regional Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 1561, X5000JKC Córdoba

Resumen

Se analizó la Huella de Carbono y la Huella Hídrica de la fibra de algodón desmotado de una empresa exportadora de Chaco.

La Huella de Carbono representa la totalidad de gases de efecto invernadero emitidos por un producto, mientras que la Huella Hídrica comprende el total de agua consumida en la producción de un bien.

La producción primaria de la fibra de algodón en bruto se realizó en un establecimiento cuya superficie sembrada y cosechada es de 7325,60 ha. El rendimiento promedio de los lotes fue de 2349 kg/ha y se ubica entre Tintina y Otumpa, en Santiago del Estero, a 186 km de la localidad de Gancedo, Chaco, donde se encuentra la planta desmotadora.

A esta planta ingresaron durante la campaña 2018/2019 28.675 t de algodón en bruto y se produjeron 9.509 t de fibra de algodón desmotado, 13.970 t de semilla, 344 t de fibrilla y 4.851 t de cascarilla. Cabe aclarar que la empresa presta el servicio de desmote a terceros, por esto la cantidad de algodón en bruto que ingresó a la industria fue superior a los totales producidos en el campo.

La unidad funcional del estudio es 1 t de fibra de algodón desmotado y el alcance abarca "desde la cuna hasta la puerta de la desmotadora", en la campaña 2018/2019, es decir que se incluyen todas las labores del campo, la producción y transporte de insumos (agroquímicos, fertilizantes, combustibles, entre otros), la producción y disposición de sus envases, las emisiones derivadas de la quema de combustibles, de la aplicación de fertilizantes y las originadas en los residuos de cosecha. En la desmotadora se tuvieron en cuenta las emisiones derivadas del uso de energía y combustibles, de la producción y transporte de los insumos y del transporte, desde el campo hasta la industria.

Para “repartir” las cargas ambientales entre los distintos productos y subproductos que se obtienen de la desmotadora se usó el método de asignación económico, que consiste en valorar las cantidades físicas obtenidas de cada uno, con su precio de mercado.

Los resultados indican una Huella de Carbono de 1004 kg CO₂ equivalente / t de fibra de algodón desmotado y una Huella Hídrica de 4895,4 m³ de agua / t de la misma unidad.

Se detectaron los “hotspots” en la huella de carbono de las dos grandes etapas del estudio: producción primaria, que se lleva el 63,7% del impacto y la desmotadora, que se lleva el restante 36,3%.

En la producción primaria se destaca el consumo de combustible en la cosecha de algodón (28,4 L/ha), lo que implica un total de emisiones que equivale al 40% dentro de la etapa. En segundo lugar, se ubican las emisiones directas de nitrógeno por los residuos agrícolas aéreos y subterráneos.

Por el lado de la desmotadora, el mayor impacto radica en el transporte, desde el campo, hasta la industria, recorriendo 186 km, ida y vuelta. En segundo lugar aparece la generación de energía eléctrica y en el tercero las emisiones asociadas a la producción del lienzo y alambre que se usan para envolver la fibra de algodón desmotada. Cabe destacar que si bien se usa GLP como generador de calor, debido a su exigua cantidad, las emisiones asociadas a la quema de este combustible fósil se relegan al cuarto lugar, representando solo un 2,4% del total.

Los resultados indican que la Huella de Carbono obtenida es 44% inferior a la estimada por trabajos similares, que informan una Huella de Carbono de 1.808 kg CO₂ eq por t de fibra de algodón desmotado (Cotton Incorporated, 2012).

En el caso del algodón en bruto, en el campo, la Huella Hídrica Verde fue de: 1.793,14 m³/t para la situación base, 1.630,13 m³/t el Escenario 1 y 1992,38 m³/t en el Escenario 2. La Huella Hídrica Gris (HHG) del algodón en bruto fue de 0,00178 m³/t. Y en el caso de la fibra de algodón desmotado, la Huella Hídrica Verde fue de: 4895,4 m³/t para el caso base, 4450,4 m³/t para el Escenario 1 y 5439,3 m³/t para el Escenario 2. La Huella Hídrica Gris (HHG) del algodón desmotado fue de 0,004857 m³/t.

Al comparar los resultados obtenidos con los publicados por la Water Footprint Network (Mekonnen & Hoekstra, 2010) se evidencian diferencias notables, ya que informa un valor promedio de HH del algodón en bruto de Argentina de 5888 m³/t (HHV: 5744 m³/t + HHA: 96 m³/t + HHG: 48 m³/t), que es más del triple que el valor de 1793 m³/t calculado localmente. El reporte de la WFN ha sido elaborado para todo el mundo considerando datos globales y sin tener en cuenta los planteos productivos presentes en cada región.

Tabla 1. Huella de Carbono (kg CO₂ equivalente/t de fibra de algodón desmotado)

Huella de Carbono (kg CO ₂ equivalente/t de fibra de algodón desmotado)		
Total	1004,0	100%
Desmotadora	364,1	36,3%
Alambre y lienzo de algodón	54,7	5,5%
Quema de cascarilla	11,5	1,1%
GLP (en kg)	23,9	2,4%
Energía eléctrica de Red Argentina	80,6	8,0%
Gasoil (movimientos internos)	19,5	1,9%
Transporte campo - Desmotadora	168,2	16,8%
Otros desmotadores	5,5	0,5%
Agrícola	639,9	63,7%
Semillas	13,5	1,3%
Fungicidas	0,9	0,1%
Herbicidas	81,4	8,1%
Insecticidas	6,8	0,7%
Fertilizantes	0,6	0,1%
Coadyuvantes y varios	5,0	0,5%
Transporte insumos	13,8	1,4%
Emisiones agro (fertilización y residuos de cosecha)	184,7	18,4%
Combustible labores (terrestre y aérea)	55,5	5,5%
Gas Oil cosecha	255,5	25,4%
Otros campos	22,1	2,2%

Tabla 2. Huella Hídrica (m³ de agua/t de fibra de algodón desmotado)

Huella Hídrica (m³ de agua/t de fibra de algodón desmotado)

Total	4895,40	100%
Huella Verde	4895,40	100%
Huella Gris	0,005	0%

Referencias

- Ackerman, C., & Busellini, L. (2017). Informes de cadena de valor - Algodonera - Textil. Obtenido de Subsecretaría de Programación Microeconómica - Secretaría de Política Económica - Ministerio de Hacienda - Presidencia de la Nación - AÑO 2 - N° 28 – Septiembre 2017:
- https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/sspmicro_cadena_de_valor_algodon_textil.pdf
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Obtenido de ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN. ROMA. ESTUDIO FAO RIEGO Y DRENAJE 56. : <http://www.fao.org/3/x0490s/x0490s00.htm>
- Anschau, A., & Bongiovanni, R. (2016). Huella Hídrica de la producción de algodón en Argentina. Obtenido de Actas del V Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y IV Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica, ENARCIV 2016. San Miguel de Tucumán. Argentina:
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-avances_y_estado_de_situacion_en_analisis_de_ciclo_de_vida_y_huellas_ambientales_en_la_argentina-enarciv_2016.pdf
- Anschau, A., & Bongiovanni, R. (2017). Evaluación de huella hídrica gris en la producción de algodón bajo diferentes planteos productivos en Argentina. Obtenido de Actas del Encuentro Nacional Argentino de Ciclo de Vida. 13 al 15 de Septiembre 2017: "Las huellas ambientales de la generación de valor":
- <https://analisisciclodevida.wixsite.com/inicio/enarciv2017>
- Bisang, R., Brigo, R., Lódola, A., & Morra, F. (2018). Cadenas de valor agroalimentarias. Obtenido de Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca:
- https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/ss_alimentos_y_bebidas/_pdf/CadenasAgroalimentarias-v29-01-19.pdf
- Bongiovanni, R., & Tuninetti, L. (2018). Análisis del ciclo de vida de la cadena del algodón de Argentina. 28 páginas. Revista LALCA- Revista Latino Americana em Avaliação do Ciclo de Vida. revista.ibict.br/lalca. R. Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida, Brasília, v. 1, n. 1, p. 9-34, jan./jun 2018, 9-34.
- Conte Grand, M., & D'Elia, V. (2017). Impacto potencial de las restricciones europeas por "fuga de carbono" en las exportaciones de América Latina. Nota técnica del BID, IDB-TN-1232. Buenos Aires, Argentina: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Cotton Incorporated. (2012). Life Cycle Assessment of Cotton Fiber and Fabric. Obtenido de VISION 21, a project of The Cotton Foundation:

[http://cottontoday.cottoninc.com/wp-](http://cottontoday.cottoninc.com/wp-content/uploads/2014/07/LCA_Full_Report.pdf)

[content/uploads/2014/07/LCA_Full_Report.pdf](http://cottontoday.cottoninc.com/wp-content/uploads/2014/07/LCA_Full_Report.pdf)

Cotton Incorporated. (2016). U.S. Cotton Grower 2015 Natural Resource Survey Results. Obtenido de

https://cottoncultivated.cottoninc.com/wp-content/uploads/2015/12/NRS-White-Paper.final_.pdf

Dirección Nacional de Cambio Climático. (2020). ¿Qué es el Cambio Climático? Obtenido de Secretaría de Cambio Climático y Desarrollo Sustentable de la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS):

<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/sustentabilidad/cambioclimatico>

Ecoinvent. (2019). Database version 3.5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org/>.

Elena, M. G., Piedra, D. R., & D'Angelo, M. L. (2008). Cadena agroindustrial del algodón. En Bongiovanni, Economía de los cultivos industriales (págs. 11-15). Manfredi: INTA.

Eurobarometer. (2020). Flash Eurobarometer 367 (2013). Attitudes of Europeans towards building the single market for green products. Obtenido de European Commission website:

https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/facts_and_figures_en.htm

Field To Market. (2016). Field To Market: The Alliance for Sustainable Agriculture. Obtenido de <https://www.fieldtomarket.org/>

Field, C., Barros, V., Dokken, D., Mach, K., Mastrandrea, M., Bilir, T., . . . White, L. (2014). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Obtenido de Summary for policymakers in Climate Change. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects:

https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/ar5_wgII_spm_en.pdf

Frohmann, A., Herreros, S., Mulder, N., & Olmos, X. (2012). Huella de carbono y exportaciones de alimentos. Guía práctica. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Santiago de Chile: ONU.

IBM. (2020). Meet the 2020 consumers driving change. Obtenido de Los compradores están dispuestos a pagar más por marcas sostenibles y rastreables: <https://www.ibm.com/thought-leadership/institute-business-value/report/consumer-2020>

IPCC. (2006). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Obtenido de Capítulo 11: Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y

emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>

ISO. (2006). ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines, International Organisation for Standardisation (ISO).

ISO. (2013). ISO 14067: Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization (ISO).

ISPA. (2020). International Society of Precision Agriculture. Obtenido de Precision Ag Definition: <https://ispag.org/about/definition>

Levi Strauss & Co. (2015). The life cycle of a jean. Understanding the environmental impact of a pair of Levi's 501 jeans. Obtenido de <http://levistrauss.com/wp-content/uploads/2015/03/Full-LCA-Results-Deck-FINAL.pdf>

MAGyP. (2020). Estimaciones Agrícolas. Obtenido de Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación:

<http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/>

MAyDS. (2015). Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático, <https://unfccc.int/documents/67499>. Obtenido de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. República Argentina:

<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/sustentabilidad/cambioclimatico/comunicacionnacional/tercera>

Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2010). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Volume 1: Main Report. Value of Water. Obtenido de Research Report Series No. 47: <https://waterfootprint.org/media/.../Report47-WaterFootprintCrops-Vol1.pdf>

ONU. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Organización de las Naciones Unidas. Resolución aprobada por la Asamblea General el 25 de septiembre de 2015. Roma: ONU A/RES/70/1.

PUMA. (2016). Obtenido de PUMA Environmental Profit & Loss Account (E P&L): <http://about.puma.com/en/sustainability/environment/environmental-profit-and-loss-account>

WFN. (2020). Water Footprint Network. Obtenido de What is Water Footprint: <https://waterfootprint.org/en/water-footprint/what-is-water-footprint/>

Palabras clave: huella de carbono, huella hídrica, algodón

Huella de carbono y huella energética del etanol anhidro, producido en una mini destilería "MINIDEST" en origen

BONGIOVANNI, Rodolfo^{1,2*}

TUNINETTI, Leticia³

^{1,2*} INTA-UCC, Ruta 9 km 636, X5988AAB Manfredi. +54 9 3572 528646
bongiovanni.rodolfo@inta.gob.ar; <https://orcid.org/0000-0001-5709-750X>

³ INTI. Centro Regional Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 1561, X5000JKC Córdoba

Resumen

Este trabajo analizó la huella de carbono y la huella energética del etanol anhidro de maíz, producido en destilerías de pequeña escala (minidest), en campos de productores agrupados en la Cámara de Industrializadores de Granos y Productores de Biocombustibles en Origen (CIGBO), con sede en Córdoba, Argentina.

La huella de carbono representa la totalidad de gases de efecto invernadero emitidos por un producto, mientras que la huella energética comprende el total de energía consumida en la producción de un bien.

Se evaluó un establecimiento representativo ubicado en Buena Esperanza, San Luis, que produce su propio maíz para la obtención del etanol, y que aprovecha los subproductos (burlanda y vinaza) para la producción de carne bovina, en un feedlot contiguo. En este modelo se aprovecha el estiércol recuperado del feedlot que, junto con silo de maíz de producción propia, son destinados a un biodigestor que genera energía eléctrica y calor, lo que permite abastecer las necesidades de la minidest y vender energía eléctrica a la red. A su vez el digestato, un subproducto del biodigestor, se usa como reemplazo del fertilizante a campo. La unidad funcional es 1 MegaJoule (MJ) de etanol, y el alcance abarca desde la cuna hasta la puerta de la destilería, en la campaña 2018/2019.

En el caso base, la Huella de Carbono fue de 19,9 g CO₂ equivalente / MJ etanol y el balance energético fue de 0,23 MJ de energía invertida por MJ de etanol producido. La Huella de Carbono significa una reducción del 76% con respecto al combustible fósil de referencia, lo cual implica una reducción significativa en la emisión de gases de efecto invernadero.

La asignación de cargas ambientales se hizo por contenido energético, lo que otorga al etanol el 54% del impacto de la cadena productiva; el restante porcentaje se asigna a los subproductos. El biodigestor evita el uso de GLP para la generación de calor, lo que supone un ahorro en la Huella de Carbono, ya que las mismas representan el 49% del total. El uso de energía eléctrica generada en los motores del biodigestor también implica una disminución del impacto, pero no tan notorio como en el caso del calor; las emisiones bajan del 6,55% al 1,37% del total (-5,18%). El reemplazo de la urea por digestato en el maíz destinado a silaje, reduce el impacto en un porcentaje menor, esto se debe a que las emisiones de la urea no son relevantes en la cadena del maíz para silo, y una porción de ellas se compensan en la aplicación del digestato.

Se detectaron hotspots ambientales en la producción primaria y en destilería, y se realizaron análisis de sensibilidad.

Tabla 1. Resultados de la Huella de Carbono y de la Huella Energética en el escenario base
Caso base campaña 2018/2019

	Huella de carbono g CO ₂ equivalente/MJ	Reducción	Huella energética MJ/MJ	Reducción
Sin asignación	76,9	-11%	1,06	
Con asignación - por contenido energético -	41,5	40%	0,57	
DESTILERIA	28,8	0,7	0,44	0,8
Módulo anhidrado	0	0	0	0
Destilación	0,2	0	0	0
Fermentación	0,8	0	0,01	0
Licuefacción	1,9	0	0,03	0,1
Premezcla	0,3	0	0	0
Entrada, limpieza y molienda	0	0	0	0
Consumos comunes EE, GLP, agua	23,3	0,6	0,35	0,6
Consumos de productos de limpieza	0,6	0	0,01	0
Transportes de insumos y MP	1,8	0	0,03	0,1
PRODUCCIÓN AGRÍCOLA	12,7	0,3	0,13	0,2
Disposición de residuos	0	0	0	0
Siembra directa y siembra con fertilizantes	1,4	0	0,02	0
Pulverización terrestre	2,7	0,1	0,05	0,1
Fertilización al voleo con tractor	1,2	0	0,01	0
Cosecha	1,2	0	0,02	0
Rastra semipesada con tractor	0	0	0	0
Rolo rastrojero	0	0	0	0
Camioneta asesoramiento técnico	0,1	0	0	0
Mantenimiento: cambio de aceite	0,2	0	0	0
Emisiones de residuos de cosecha	2,7	0,1	0	0
Verdeo de cobertura: centeno	3,2	0,1	0,03	0,1
Considerando uso de calor de biogás	22,1	68%	0,29	
Considerando uso calor + EE de biodigestor	20	71%	0,24	
Considerando uso calor + EE + digestato (en picado)	19,9	71%	0,23	
Valor de referencia nafta Argentina	69,5			

Referencias

- CEAS. (2017). Mini destilerías para la producción de bioetanol. República Argentina. Anexo: Energía Coproductos. Estudios ambientales y energéticos. Página 13. Córdoba: CEAS S.A.
- Conte Grand, M., & D'Elia, V. (2017). Impacto potencial de las restricciones europeas por "fuga de carbono" en las exportaciones de América Latina. Nota técnica del BID, IDB-TN-1232. Buenos Aires, Argentina: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Dirección Nacional de Cambio Climático. (2019). ¿Qué es el cambio climático? Obtenido de Secretaría de Cambio Climático y Desarrollo Sustentable de la Secretaría de Gobierno de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS):
<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/sustentabilidad/cambioclimatico>
- EllenMacArthur Foundation. (2019). Economía Circular. Obtenido de
<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/es/economia-circular/concepto>
- Field, C., Barros, V., Dokken, D., Mach, K., Mastrandrea, M., Bilir, T., . . . White, L. (2014). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Obtenido de Summary for policymakers in Climate Change. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects: https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/ar5_wgII_spm_en.pdf
- Flugge, M., Lewandrowski, J., Rosenfeld, J., Boland, C., Hendrickson, T., Jaglo, K., . . . Pape, D. (2017). A Life-Cycle Analysis of the Greenhouse Gas Emissions of Corn-Based Ethanol. Obtenido de Report prepared by ICF under USDA Contract No. AG-3142-D-16-0243. January 30, 2017:
https://www.usda.gov/oce/climate_change/mitigation_technologies/USDAEthanolReport_20170107.pdf
- Frohmann, A., Herreros, S., Mulder, N., & Olmos, X. (2012). Huella de carbono y exportaciones de alimentos. Guía práctica. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Santiago de Chile: ONU.
- Hilbert, J. (2019). Report on bioetanol carbón footprint BIO4 BG1 BG2. Obtenido de INTA:
https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/bitstream/handle/20.500.12123/6071/INTA_CIA_InstitutodelIngenier%C3%ADaRural_Hilbert_Bioethanol_carbon_footprint.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- IPCC. (2006). Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Obtenido de Capítulo 11: Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y

emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>

Márgenes Agropecuarios. (2019). Resultados económicos. Buenos Aires: Márgenes Agropecuarios.

MAyDS. (2015). Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático, <https://unfccc.int/documents/67499>. Obtenido de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. República Argentina:

<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/sustentabilidad/cambioclimatico/comunicacionnacional/tercera>

Secretaría de Energía. (2020). Documento metodológico del Balance Energético Nacional de la República Argentina, año 2015. Obtenido de Secretaría de Gobierno de Energía. Subsecretaría de Planeamiento Energético. Dirección Nacional de Información Energética: <http://datos.minem.gob.ar/dataset/balances-energeticos>

The International EPD System. (2016). PRODUCT CATEGORY RULES ACCORDING TO ISO 14025. Obtenido de Arable crops v2.0 DATE 2016-06-23: <https://www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=8804>

Unión Europea. (2009). Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de abril de 2009 relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE. Obtenido de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3Aen0009>: <https://www.boe.es/doue/2009/140/L00016-00062.pdf>

Palabras clave: Biocombustibles, bioetanol, reducción, emisiones, energía

Primeros pasos hacia la planificación de la producción sustentable de aceite de palma en Colombia

Lucas M. MACHIN FERRERO^{1,2*}

Darwin D. PEÑA GONZÁLEZ³

Fernando D. MELE^{1,2}

^{1*} Dep. Ingeniería de Procesos y Gestión Industrial, Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología, Universidad Nacional de Tucumán, Avda. Independencia 1800, (T4002BLR) San Miguel de Tucumán, Argentina, 0381-4364093. lmachinferrero@herrera.unt.edu.ar

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Universidad del Norte, Barranquilla, Colombia

Resumen

El aceite de palma aceitera (*Elaeis guineensis*) representa un 25% de la producción de aceites vegetales en el mundo y es, después del aceite de soja, el aceite vegetal más producido, tanto con fines alimenticios como para la producción de biodiésel. El proceso de extracción del aceite genera 21-35% de biomasa residual (cáscara, fibra y racimos vacíos), cuyo elevado potencial como fuente de energía ha incentivado en los países productores de palma el uso de este subproducto para contribuir a la sustentabilidad de la cadena de suministros (CS) de la propia industria.

Colombia es el cuarto productor mundial de aceite de palma (5 millones t fruto/año) y el primero en América (Colprensa, 2018), y sus políticas fomentan el aprovechamiento integral de los productos derivados de la palma, la optimización de su cadena de valor y la reducción de los costos logísticos. No obstante, la sustentabilidad de esta actividad ha sido frecuentemente cuestionada, especialmente en los principales productores (Sudeste Asiático) por lo que es de vital importancia proceder a una planificación estratégica que minimice impactos ambientales.

El presente trabajo forma parte de un plan de investigación más grande que involucra la planificación estratégica de la CS de la industria palmera de Colombia —bajo criterios económicos y ambientales— utilizando técnicas de optimización.

En estudios previos los autores han modelado matemáticamente esta CS con el fin de optimizarla desde un punto de vista económico, por lo que en el presente trabajo se evalúan indicadores de sustentabilidad ambiental con la idea de extender el estudio

hacia un problema de optimización bi-criterio (económico-ambiental). Particularmente, se estudia el perfil ambiental de los diferentes nodos que forman esta cadena (campos de cultivo, plantas de extracción de aceite, plantas productoras de biodiésel, plantas refinadoras para aceite comestible y transporte de los productos a los centros de consumo). La Figura 1 esquematiza el procedimiento por medio del cual, para cada proceso potencial j a instalarse en la CS, se realizó un análisis de ciclo de vida (LCA) con un enfoque *gate to gate*. En otras palabras, se determina el conjunto de entradas y salidas que luego se convertirán en un conjunto de impactos ambientales característicos de j . El modelo matemático luego será capaz de encontrar una configuración óptima de la CS a partir de la generación de un valor de impacto ambiental total por integración de las contribuciones de cada nodo.

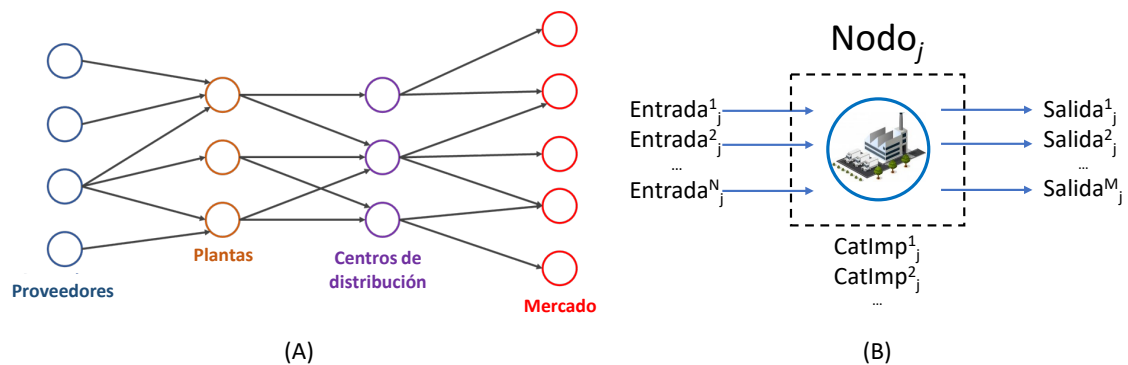


Figura 1. (A) CS genérica para la palma aceitera. (B) Detalle del nodo j de la CS con sus entradas y salidas de materiales y energía, y con su vector de categoría de impacto ($CatImp$).

Los datos se han tomado principalmente de bibliografía adaptándolos dentro de la disponibilidad con datos de Colombia, donde los estudios de LCA sobre esta agroindustria son aún incipientes (Ramírez-Contreras y col., 2020). Una importante fuente de datos de entrada y salida para su adaptación al caso colombiano son trabajos de bibliografía localizados en las grandes zonas productoras (principalmente Indonesia, Malasia y Tailandia) (ej.: Saswattecha y col., 2015).

Referencias

Colprensa, Colombia es el cuarto productor de aceite de palma del mundo y el primero en América (2018). <https://cutt.ly/ctdRuGB> Consultado: junio de 2020.

Ramírez-Contreras NE, Munar-Florez DA, García-Núñez JA, Mosquera-Montoya M, Faaij APC. (2020) J. Cleaner Production, 258, 120757.

Saswattecha K, Kroeze C, Jawjit W, Hein L. (2015) J. Cleaner Production, 100, 150-169.

Palabras clave: Análisis de Ciclo de Vida, optimización, cadena de suministros, biocombustibles, ecoeficiencia.

Estudio comparativo del perfil ambiental de biorrefinerías de maíz a través del análisis de ciclo de vida

Jonatan MANOSALVA^{1*}

Jorge HILBERT¹

Luciana SAPORITI²

Ariana CAMARDELLI²

Patricio GERETTO¹

^{1*}Instituto de Ingeniería Rural – CIA – INTA (CC 25, 1712, Castelar, Buenos Aires – Te: 11 3754 8421 int. 8846, manosalva.jonatan@inta.gob.ar)

²IMPAQTING

Resumen

En el contexto de un nuevo estudio de impacto ambiental a una biorrefinería nacional productora de bioetanol a partir de maíz, destilados húmedos y secos, aceite y dióxido de carbono, se obtuvo el perfil ambiental de la producción de etanol y coproductos mencionados. Con el objetivo de identificar las principales contribuciones en las categorías de impacto evaluadas se realizó una comparación con otro perfil ambiental (Biorrefinería A, B-A) anteriormente desarrollado por los mismos autores del presente estudio (Manosalva *et al.*, 2019).

Para la obtención de la evaluación de impacto de la Biorrefinería B (B-B) se emplearon idénticas directrices que la anterior. Primeramente, se confeccionó un inventario de ciclo de vida (ICV) del cultivo de maíz con los datos provistos por el Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada (ReTAA) de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires; para la unidad funcional (UF) de 1 kg de maíz producido y cosechado en la zona IV en la campaña 2017 – 2018. Todos los insumos (semilla, fertilizantes, herbicidas, insecticidas y fungicidas) se promediaron ponderadamente por tres niveles tecnológicos, según ReTAA, y porcentaje de participación de siembra temprana y tardía. Se expresaron por UF utilizando el rendimiento promedio de la zona calculado en base a las estadísticas de rendimientos por partido del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, siendo este 5.289 kg ha⁻¹. Las "salidas" se modelaron como emisiones al aire, agua y suelo provenientes de la aplicación de los agroquímicos: desnitrificación, volatilización, lixiviación y escurrimiento, valores calculados según la *Regla de Categoría de Producto* (Product Category Rules, PCR) de Cultivos Arables del Sistema EPD. Y emisiones de

óxido nítrico provenientes de los residuos de cosecha que quedan en el campo, según Guías del IPCC (IPCC, 2006a).

Para el ICV de la producción de bioetanol se empleó una UF de 1 tn de alcohol anhidro, con asignación por masa de los coproductos generados en base seca (51,89% alcohol, 40,99% destilados secos, 3,79% dióxido de carbono, 1,91% destilados húmedos y 1,42% aceite vegetal) producidos en el ciclo anual julio 2018 – junio 2019. El alcance del estudio fue de la cuna a la puerta. Se emplearon ciertos lineamientos de la *PCR de Químicos Orgánicos Básicos (Basic organic chemicals - Product Category Rules, UN CPC 341)*.

El transporte y proceso industrial fueron calculados con información de la empresa. Los insumos de proceso considerados fueron: consumo de agua de pozo, ácido sulfúrico 98%, enzimas alfa-amilasa y glucoamilasa, soda cáustica 50%, urea sólida y fermasure. No se incluyeron cuatro insumos, representando el 0,5% en masa de la totalidad (admitido por regla de corte - PCR). También se incluyeron los consumos energéticos: gas natural y electricidad, ambos provenientes de la red local. Las “salidas” se contabilizaron como emisiones al aire: agua evaporada del proceso industrial y gas metano, proveniente de las lagunas de tratamientos de efluentes, calculado según las Guías del IPCC (IPCC, 2006b). El dióxido de carbono producto de la fermentación del almidón no se consideró debido a su origen biogénico. Los efluentes tratados que son emitidos al río de cercanía a la planta fueron incluidos como emisiones al agua.

Se utilizó el software Simapro 9 con base de datos Ecoinvent 3.5 y se aplicaron los métodos de evaluación *CML-IA baseline v3.05* y *AWARE V1.02*. Se reportan de forma porcentual las categorías de impacto que solicita la PCR: potencial de calentamiento global (PCG), potencial de acidificación (A), potencial de eutrofización (E), formación de oxidantes fotoquímicos (FOF), agotamiento de recursos abióticos (ARA), agotamiento de recursos abióticos – incluyendo los recursos fósiles (ARA-F) y potencial de escasez de agua (EA).

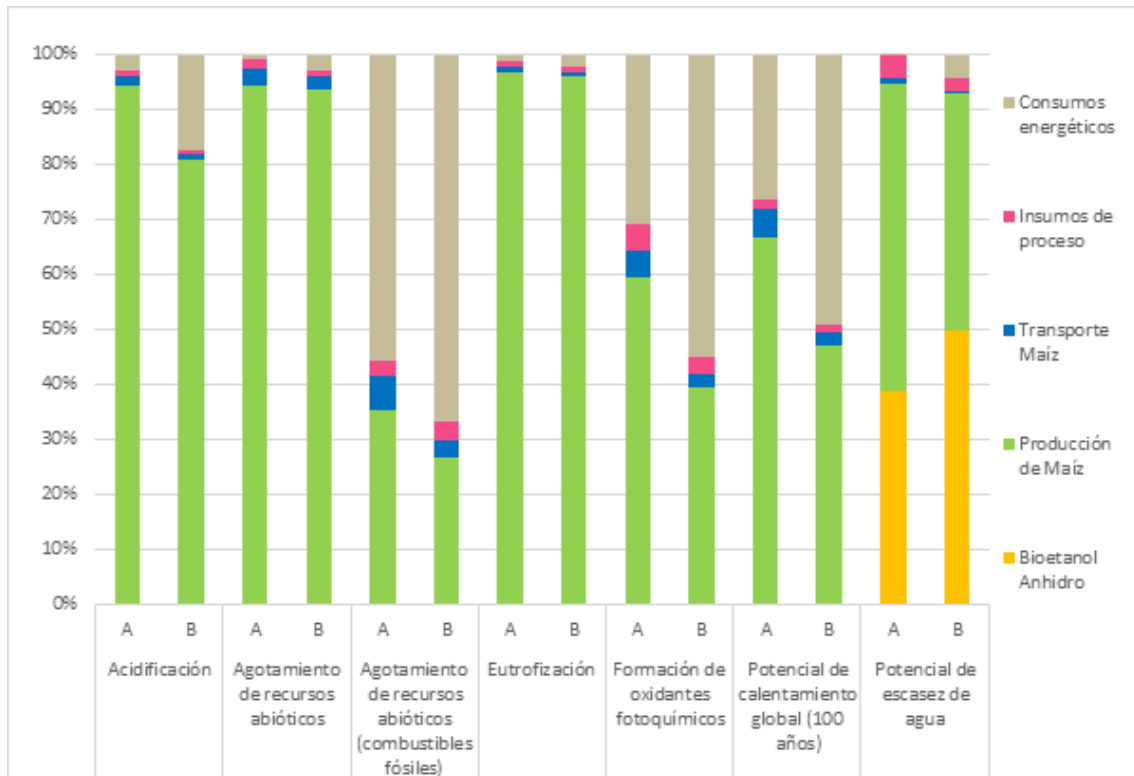


Figura 1. Perfiles ambientales de 1 tn de bioetanol anhidro producido en Biorrefinería A y Biorrefinería B. Método de evaluación: CML-IA baseline V3.04/EU 25 y AWARE V1.02 / Caracterización / Excluyendo emisiones a largo plazo

El cultivo de maíz tuvo la mayor contribución en las categorías de impacto A, ARA y E, en ambas B-A y B-B, con porcentajes de 94% (B-A) y 81% (B-B) en la primera categoría, 94% en la segunda y 97% (B-A) y 96% (B-B), en la tercera categoría. Debido a las emisiones producidas durante el uso de fertilizantes y pesticidas utilizados en la producción a campo. Además, en la B-A, el cultivo agrícola tuvo una alta participación en los impactos FOF (59%), debido principalmente a los procesos de cosecha, producción de urea y glifosato, entre otros herbicidas; y en el PCG (67%), por las emisiones provocadas durante el uso y producción de fertilizantes nitrogenados y residuos de cosecha, principalmente. En estas 2 categorías de impacto, en la B-B se observa mayor contribución del proceso industrial, en un 55% para la FOF, debido a los consumos de gas natural y electricidad de la red interconectada, siendo menor la contribución de energía (31%) para esta categoría en la B-A, debido a que ésta realiza una cogeneración de electricidad y energía térmica a partir de gas natural. Mientras que, para el PCG, la B-B sumó una contribución de 53% del proceso industrial (49% gas y electricidad, 2,4% transporte y 1,6% insumos de proceso).

Debido al menor consumo de agua que realiza la B-A, el proceso industrial aportó un 38,8% a la EA, siendo mayor la contribución del cultivo de maíz en esta categoría, 56%; mientras que en la B-B se invierte este orden, 50% industria y 43% maíz. Debería profundizarse el estudio sobre este impacto para poder arribar a conclusiones más precisas.

Al igual que en otros estudios (Pieragostini *et al.*, 2014), se observa una alta participación del maíz en ambos perfiles, lo cual permitiría tomar decisiones a las biorrefinerías en su cuenca de abastecimiento, seleccionando zonas agrícolas con mayores rendimientos de esta materia prima y/o de producciones que realicen un manejo agronómico sustentable. En cuanto al proceso industrial, la autogeneración de energía demostró menor contribución en 3 categorías de impacto, ARA-F, FOF y PCG.

Referencias

Ecoinvent. 2019. Database v3.5. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org>.

IPCC. 2006a. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Obtenido de Capítulo 11: Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>

IPCC. 2006b. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 5: Desechos. Obtenido de Capítulo 6: Tratamiento y eliminación de aguas residuales. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/pdf/5_Volume5/V5_6_Ch6_Wastewater.pdf

Manosalva, J; L. Saporiti y J. Hilbert. 2019. Perfil ambiental de la producción de bioetanol a partir de maíz en una biorrefinería de la provincia de Córdoba. VIII Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VII Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica - ENARCIV 2019.

Pieragostini, C.; P. Aguirre and M.C. Mussati. 2014. Life cycle assessment of corn-based ethanol production in Argentina. Science of the Total Environment 472. Pp 212-225. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713012862>

PRé Consultants. SimaPro® 9. 2019. www.pre-sustainability.com.

Product Category Rules according to ISO 14025. 2016. Arable Crops - Product Category Classification: UN CPC 011, 014, 017, 019. 2013:05 version 2.0 <https://www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=8804>

Product Category Rules according to ISO 14025. Basic organic chemicals Product Category Classification: UN CPC 341. 2011:17 version 2.11 <https://www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=5974>

Relavamiento de Tecnología Agrícola Aplicada de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires. <http://www.bolsadecereales.com/retaa#>

The International EPD System (2016). Product Category Rules According to ISO 14025. <https://www.environdec.com>

Palabras clave: Bioetanol, maíz, ACV, perfil ambiental.

Análisis de una planta de etanol continua con recuperación de dióxido de carbono

Jorge Hilbert¹

Jonatan Manosalva¹

Luciana Saporiti²

Ariana Camardelli²

Patricio Geretto¹

¹Instituto de Ingeniería Rural – CIA – INTA (CC 25, 1712, Castelar, Buenos Aires – Te:1141434394, hilbert.jorge@inta.gob.ar)

²IMPAQTING

Resumen

Continuado con una serie de estudios sobre biorefinerías productoras de biocombustibles, alimentos y gases en la provincia de Córdoba, se realizó una evaluación completa de una planta de bioetanol, destilados húmedos/secos, aceite y dióxido de carbono con una tecnología de tipo continua. La planta posee una capacidad de procesamiento de 1.450 toneladas de maíz por día y una producción de bioetanol de 200.000 m³ por año.

Los cálculos de emisiones fueron realizados siguiendo la Directiva Europea que contempla los conceptos a incluir para estimar las emisiones del ciclo de vida y realizar el cálculo de las reducciones logradas por los biocombustibles.

El ciclo de producción de bioetanol fue dividido en las siguientes etapas: producción agrícola, fletes de materias primas, producción de bioetanol y coproductos y fletes a destino. Para el cálculo de los valores correspondientes a cada concepto se utilizaron las guías "Directrices del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero", Biograce y Ecoinvent.

La definición de los paquetes tecnológicos empleados en la producción de maíz de las diferentes agro-eco-regiones que componen la cuenca de abastecimiento de la planta se extrajeron del "Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada" de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires. Todos los datos de transporte y procesamiento de planta fueron suministrados por la empresa en base al funcionamiento de un año de la biorefinería. A su vez, se realizó una estimación de rendimientos por código INDEC de acuerdo a los valores oficiales del Ministerio de Agricultura.

La apropiación de las emisiones estimadas entre los coproductos se realizó según los siguientes tres criterios: balance de masas, contenido energético y precio de mercado.

Se calculó la tasa de retorno energético (EROEI), en la que se incluyó el gasto energético de las actividades e insumos utilizados para producir bioetanol desde la producción agrícola hasta los fletes de materia prima, la planta industrial y los fletes de producto elaborado. Se tomaron los contenidos energéticos de los combustibles según los datos del MinEM (Balance Energético Nacional). En el caso de la producción de insumos agrícolas se tomaron valores del BioGrace (V4), y en el de los insumos de planta, valores de literatura. Se realizó la misma apropiación energética por etapas que para el "Análisis Apropiación Línea", y se calculó el EROI con apropiación por coproductos o como si el único producto fuera el bioetanol. Se compararon los valores de referencia con la Unión Europea como mercado de exportación.

Para efectuar todas las determinaciones se desarrolló un calculador mediante una serie de hojas de cálculo en planilla Excel versión 2016, con tablas vinculadas. El sistema completo contiene 70 páginas relacionadas, y cuenta con la totalidad de la información de referencia, planillas de ingreso y de sensibilidad, y evaluaciones para el mercado externo y nacional.

En las emisiones de GEIs por tonelada de maíz procesada, se obtuvo un valor de 243,8 kg CO₂eq/t de maíz, mientras que las emisiones por hectárea sembrada arrojaron un valor de 1.484,6 kg CO₂eq/ha. En el caso de los fletes de maíz se estimó, con las vueltas en vacío, una distancia total recorrida de 2.529.466 km. Las emisiones totales se estimaron en 2.631 TnCO₂ eq lo cual representa un promedio de 6,42 kg CO₂eq por tonelada de maíz recibida. Durante el período analizado se procesaron 416.132 t de granos de maíz secos, y se obtuvieron 132.936 t de Alcohol 99,5, 13.384 t de Burlanda (WDGS) y 118.213 t de DDGS, así como 3.704 t de aceite y 137.323 t de dióxido de carbono. Las emisiones estimadas de GEIs alcanzaron en planta las 111.661 t CO₂eq. Si se analizan las emisiones asociadas a toda la cadena de producción de Bioetanol de Maíz y coproductos durante el período julio 2018-junio 2019 se obtiene una estimación de 220.827 t CO₂eq. Del total de las emisiones, el 51% aproximadamente corresponde a emisiones de la etapa Industrial, el 46% a la producción de maíz en campos, y el 3% a los fletes.

Los estudios han permitido avanzar en la certificación de la producción de la empresa posibilitando la exportación de bioetanol a diferentes mercados.

Referencias

Unión Europea. (2009). Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de abril de 2009 relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE.

[https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3Aen0009:](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3Aen0009)

<https://www.boe.es/doue/2009/140/L00016-00062.pdf>

Selección de indicadores de uso del suelo para estudios de ciclo de vida de sistemas de producción de alimentos en las zonas áridas de Argentina

Roxana PIASTRELLINI^{1*}

Silvia CURADELLI¹

Rocío ALGAÑARAZ¹

Bárbara CIVIT^{1,2}

Paula RODRÍGUEZ^{1,2}

Alejandro Pablo ARENA^{1,2}

¹ Grupo CLIOPE – Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Mendoza. Cnel. Rodríguez 273 – C. P. 5500 – Mendoza, Argentina. Tel. 5244693.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CCT – Avenida Ruiz Leal s/n. C. P. 5500 – Mendoza, Argentina.

*roxana.ppp@gmail.com; Tel. 5244693.

Resumen

El suelo juega un papel central en el desempeño de los ecosistemas y en su capacidad para brindar servicios de soporte, abastecimiento, regulación y servicios culturales. Los posibles impactos de las intervenciones humanas en la calidad del suelo a través de su uso y de las prácticas de manejo asociadas determinan que la inclusión de un indicador de calidad del suelo sea esencial en los estudios de ciclo de vida de sistemas productivos que ocupan y/o transforman tierras, tales como los sistemas agroalimentarios (UNEP 2019). Este requisito toma aún más fuerza cuando los sistemas productivos se desarrollan en regiones de alta fragilidad ecológica, como las zonas áridas del centro-oeste argentino.

Dado que los modelos actuales de evaluación de impactos de ciclo de vida no han logrado aún integrar por completo la calidad del suelo, es necesario analizar distintos indicadores que cubran diversas propiedades físicas, químicas y biológicas.

Ante este escenario, se plantea como objetivo identificar un conjunto de indicadores de uso y cambios de uso del suelo, aplicables a estudios de ciclo de vida de sistemas agroalimentarios que se desarrollen en la región árida del centro-oeste del país.

Para ello se realizó una caracterización de 12 indicadores y una evaluación de aplicabilidad, definiendo previamente criterios y sub-criterios de evaluación (ver Tabla 1). A cada sub-criterio se asignó un puntaje que varía entre 1 y 5. Estos valores significan, respectivamente, el mejor y el peor resultado posible para cada indicador.

La evaluación de aplicabilidad permitió seleccionar de manera preliminar un indicador para cada una de las funciones más relevantes de los ecosistemas de zonas áridas: abastecimiento de recursos, regulación de la erosión hídrica y regulación hídrica.

En general, se observó que la gran mayoría de los indicadores analizados no son capaces de reflejar las diferencias entre las intensidades de uso del suelo y las prácticas de manejo agrícolas.

Mientras que en algunos, los modelos de los factores de caracterización han sido contruidos teniendo en cuenta características climáticas, edáficas y biológicas sitio-específicas, por lo que no es válida su utilización para la región de estudio.

Los indicadores pre-seleccionados serán sometidos a un proceso de validación empírica mediante un estudio de caso que permita ilustrar su aplicación práctica e identificar las necesidades de desarrollo futuro.

Se destaca que los indicadores pre-seleccionados disponen de factores de caracterización con cobertura global y nacional, y además ofrecen la posibilidad de estimar factores de caracterización específicos para las ecorregiones involucradas en las zonas áridas del centro-oeste argentino. Este aspecto no es menor, ya que permitirá realizar análisis adicionales sobre los efectos del alcance geográfico de los factores de caracterización en los resultados de la evaluación de impactos de ciclo de vida, lo cual posibilitará confirmar que adoptar FC globales en estudios que se localizan en regiones áridas subestima los impactos de uso y cambios de uso del suelo sobre los servicios ecosistémicos.

Tabla 1. Criterios definidos para el modelo de selección de los indicadores de uso del suelo y cambios de uso del suelo

Criterio	Sub-criterio
1. Aceptabilidad por la comunidad LCA ^a	1.1 Desvinculación funcional de otros indicadores de uso del suelo y cambios de uso del suelo
	1.2 Compatibilidad con los flujos de inventario para usos del suelo (ocupación y transformación)
	1.3 Aplicabilidad a nivel global y a todos los tipos de usos del suelo
2. Pertinencia a la región de estudio	2.1 Especificidad y relevancia de servicios y funciones de los ecosistemas
3. Disponibilidad de FC regionales	3.1 Desagregación espacial
	3.2 Desagregación por intensidad de uso del suelo
	3.3 Desagregación por prácticas de manejo
4. Factibilidad de regionalizar los FC	4.1 Compatibilidad del modelo con las condiciones edáficas regionales
	4.2 Compatibilidad del modelo con las condiciones climáticas regionales
	4.3 Compatibilidad del modelo con las prácticas de manejo regionales
5. Documentación, transparencia y reproductibilidad	5.1 Disponibilidad de datos
	5.2 Acceso a la documentación detallada del modelo
	5.3 Claridad en las asunciones y limitaciones del modelo

^a Se considera que el indicador tiene gran aceptación en la comunidad LCA si cumple con los requisitos mínimos establecidos por UNEP (2019).

Referencias

UNEP- United Nations Environment Programme. 2019. Volume 2 of Global Guidance for LCIA Indicators. Paris, France.

Palabras clave: indicadores de impacto, funciones del suelo, servicios ecosistémicos, tierras secas.

Evaluación de impactos en el desarrollo de indicadores regionales para eutrofización terrestre y acuática

Eliana CONCI^{1, 2, 3*}

Bárbara M. CIVIT^{1, 2}

Alejandro P. ARENA^{1, 2}

Analía R. BECKER^{3, 4, 5}

¹ Grupo CLIOPE (UTN-Facultad Regional Mendoza), Cnel. Rodríguez 273, (5500) Mendoza, Argentina.

² CONICET-CCT Mendoza.

³ I. A. P. de Cs. Básicas y Aplicadas, UNVM, Av. A. Jauretche 1555, Villa María, Córdoba, Argentina.

⁴ CIT-CONICET Villa María.

⁵ UNRC, Río Cuarto, Córdoba.

*Correo electrónico: econci@mendoza-conicet.gob.ar - (0261) 5244693 - (0353) 154068227

Resumen

La presión ambiental actual y su reducción requieren el desarrollo de productos y servicios ambientalmente sustentables. El consumo de materiales está aumentando y los países abordan la contaminación del aire, el agua y el suelo. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se emplea para evaluar el impacto ambiental que produce un proceso, actividad o servicio a lo largo de su ciclo de vida. Dado que los mercados y las cadenas de suministro están cada vez más globalizados, se requieren indicadores cuantitativos basados en el ciclo de vida para medir y vigilar los impactos en la salud humana, los ecosistemas y los recursos naturales. Para muchas categorías, el impacto de un elemento depende de dónde se produce ese flujo y tiene factores de caracterización (CFs) dependientes del sitio, como es el caso de la Eutrofización. Estos CFs representan las consecuencias de una intervención ambiental sobre un receptor en una cadena causa-efecto, con factores de punto medio y final. El impacto de la emisión de una sustancia tiene tres dimensiones que son destino, exposición y efecto (Figura 1).

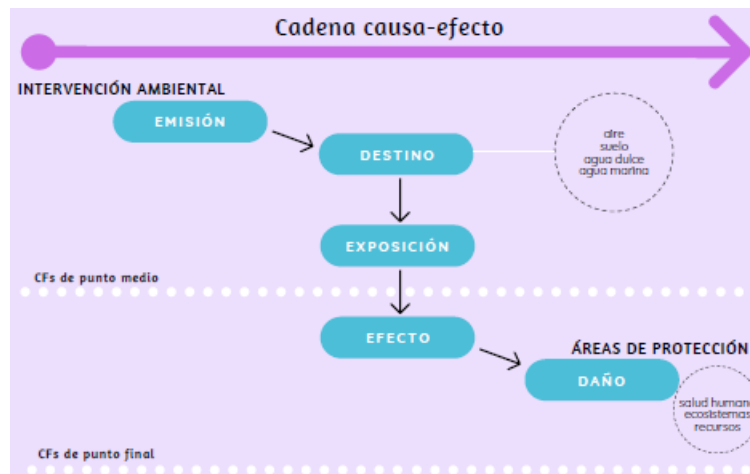


Figura 1. Cadena causa-efecto (Adaptado de Civit, 2019).

El ACV comprende cuatro fases y la presente investigación se focaliza en la Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV), su tercera etapa. En Latinoamérica hay antecedentes de indicadores para categorías con carácter regional. Empero, la Eutrofización acuática de agua dulce y marina y terrestre aún no está explorada en el ámbito del ACV a nivel regional. La tesis de doctorado aborda como objetivo general *desarrollar indicadores regionales de Eutrofización, profundizando el estudio de la degradación del suelo y agua en el contexto del ACV* y como **objetivos específicos**:

- o Seleccionar un modelo de impacto de punto intermedio para ecosistemas regionales;
- o Regionalizar los mecanismos de impacto de Eutrofización acuática y terrestre para los principales ecosistemas receptores de Argentina;
- o Determinar CFs para Eutrofización acuática y terrestre regional;
- o Proponer un conjunto de indicadores regionales para Eutrofización con aplicabilidad en la EICV de productos de distintas actividades económicas;
- o Validar los indicadores obtenidos en un caso concreto.

Como resultado se espera adquirir un conjunto de factores para caracterizar el impacto por Eutrofización, contribuyendo a la sustentabilidad ambiental regional, brindando herramientas para minimizar el riesgo ambiental de la producción y el consumo de productos y servicios. Hasta el momento, se ha avanzado en la recopilación bibliográfica con la finalidad de conocer el estado del arte del tema en cuestión, los nichos de investigación y resultados potenciales que pudieran obtenerse.

Referencias

- Civit, B. M. (2019). Análisis de Ciclo de Vida como herramienta de Optimización. UNR.
- Civit, B. M. (2009). *Sostenibilidad ambiental. Desarrollo de indicadores para su aplicación en estudios de análisis de ciclo de vida en la región árida del centro-oeste argentino*. UNCuyo.
- Frischknecht, R., & Jolliet, O. (2016). *Global guidance for life cycle impact assessment indicators* (Volume 1). UNEP; SETAC; Life Cycle Initiative. <https://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>
- Jolliet, O., Antón, A., Boulay, A. M., Cherubini, F., Fantke, P., Levasseur, A., McKone, T. E., Michelsen, O., I Canals, L. M., Motoshita, M., Pfister, S., Verones, F., Vigon, B. & Frischknecht, R. (2018). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(11), 2189-2207. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1443-y>
- ONU. (2015). *Objetivos de Desarrollo del Milenio. Informe de 2015*. <http://mdgs.un.org/unsd/mdg/Resources/Static/Products/Progress2015/Spanish2015.pdf>
- Potting, J., & Hauschild, M. Z. (2006). Spatial differentiation in life cycle impact assessment: a decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 11-13. <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.005>
- Palabras clave: Análisis de Ciclo de Vida, eutrofización, indicadores regionales, impactos ambientales.*

Del ICV al ACV de jamón crudo

Oscar PASTORUTTI ^{1*}

Leila SCHEIN ¹

Marcelo PONTI ¹

Sol HERMAN ¹

María Laura PAMPARATO ¹

^{1*} Universidad Nacional de Luján, (6700) Ruta 5 y Avenida Constitución, Luján, Buenos Aires

oscarpastorutti@gmail.com

Resumen

En el ámbito del comercio internacional, el cálculo de huellas ambientales (o cualquier otra aplicación de métricas de sustentabilidad y/o información ambiental asociada al producto) empiezan a ser un valor agregado fundamental para su comercialización en algunos mercados internacionales. El sector agropecuario presenta ventajas competitivas en este sentido, y en particular cobra cada vez más relevancia el potencial del sector porcino.

Sin embargo, a nivel nacional, el cálculo de Huellas Ambientales de productos es muy baja y abarca relativamente pocos sectores e indicadores. Por eso es necesario continuar con el aporte a la construcción de información ambiental de calidad al sector porcino que se inició a partir de un caso de estudio. En este trabajo se avanzó en la consolidación de un ICV ampliando la base de información para lograr una caracterización más representativa de la producción local.

La información presentada es una aproximación a un ACV de jamón crudo, desde la cuna al portal de distribución, en particular, presentando resultados para la producción de 1 kg de jamón crudo e implicando resultados parciales para productos porcinos. Se hizo hincapié en desarrollar un modelo que mejor se ajuste a la tecnología y características del mercado de producción y consumo en el país, para productores industriales cuya producción es destinada al mercado interno, pero con opción a la exportación.

Los datos obtenidos, a partir de fuentes empresariales y bibliografía, logran una puntuación de calidad de datos de entre 2 y 4 (según Matriz de Pedigree de Calidad de Datos). En este sentido se discuten estrategias para la mejora de la calidad de la información disponible, también considerando la disponibilidad, accesibilidad y características de bases de datos disponibles, necesarios para la confección del ACV.

A partir de los resultados se identificaron puntos relevantes sobre la disponibilidad y calidad de los datos que se pueden utilizar, y cuales deben precisarse considerando su sensibilidad. Observando distintos niveles de detalle de los subprocesos se propusieron distintas formas de modelarlos, y qué asignaciones deben considerarse.

Todavía falta un proceso de validación de datos, tanto con los productores y cámaras empresariales como con especialistas, aunque dificultada por la situación de incertidumbre que atraviesa el país. Aun así, esta aproximación ya permitió plantear un perfil ambiental de jamón crudo producido en el país, detectando puntos críticos. Tal es el caso de la gran cantidad de residuos y efluentes con alta carga de materia orgánica.

Se propone continuar esta línea de trabajo, proponiendo la cooperación con otros actores vinculados a la temática, con el fin de completar los procesos más relevantes (como es la cría de cerdos). El fin de esta propuesta es que puedan ser el origen de otras evaluaciones ambientales y permitan gestionar mejoras en los procesos.

Palabras Clave: Inventario Ciclo de Vida, Producción Porcina, Jamón Crudo, Calidad de datos

Propuesta de conjuntos habitacionales compactos para optimizar el uso del agua y su impacto en tierras secas.

Lorena CÓRICA^{1*}

Bárbara CIVIT²

Nahir MANRIQUE³

¹ INAHE, Av. Ruiz Leal s/n Parque General San Martín, 5500, 54261524400,

lorica@mendoza-conicet.gob.ar

² Grupo Cliope, Coronel Rodríguez 273, Mendoza Capital, 5500, 524-4500

³ Carrera de Arquitectura, FING- UNCuyo, Centro Universitario Mendoza Capital, 5500, 542614135000

Resumen

En las últimas décadas las ciudades sobrellevan transformaciones territoriales causadas por el aumento de la población urbana, situación que ha promovido la expansión y localización de la población en zonas periféricas en búsqueda de calidad de vida y en otros casos en la accesibilidad a la vivienda propia (Rueda, 2012; Gordillo, 2018). El crecimiento se ha producido, casi exclusivamente, sobre suelos agrícolas, y esto implica el avance sobre superficies de gran potencial productivo agrícola.

El Área Metropolitana de Mendoza arrojó un crecimiento acelerado, ocupando espacios que hasta hacía poco tiempo estaban destinados a la producción rural. El mismo se vio reflejado en una expansión urbana de baja densidad edilicia - por construcción individual o a través de barrios-, lo que ha dado como resultado un territorio heterogéneo, disperso (figura 1), en el que conviven lotes residenciales, viñedos, bodegas, barrios de viviendas sociales y conjuntos cerrados (Mesa, et.al, 2010, 2014; Córica 2018).



Figura 1. Crecimiento del área urbana en zona históricamente vitícola. Fincas rodeadas de urbanizaciones recientes

Fuente: Google Earth®, Luján de Cuyo, Mendoza, accedido en enero de 2019).

En tierras secas, uno de los recursos más vulnerables es el agua y se vuelve imperioso encontrar estrategias que permitan la reducción de su consumo tanto en las urbanizaciones como en las zonas rurales. Teniendo en cuenta el uso responsable de los recursos escasos como consecuencia de las condiciones geográficas y climáticas naturales, el agua ha sido y es un factor esencial en la posibilidad de desarrollo de la zona, siendo de suma importancia cuantificar la disponibilidad, el impacto sobre la escasez y dar recomendaciones que permitan regular su manejo (Civit, 2009).

En (Civit et al, 2019) se determinó que para planificaciones barriales de baja densidad edilicia correspondientes a modelos de expansión difusa, las alternativas de reúso de agua gris para riego de espacios vegetados arrojan una reducción de un 5% y del 3% para el uso de agua de riego en el sistema agrícola aledaño. Por tanto, estos valores implican que densidades mínimas de población de conjuntos residenciales aislados, promueven un gran consumo de recursos naturales y el desarrollo ineficiente de aquellas funciones ligadas a los flujos metabólicos. También se encontró que se podrían obtener impactos muy significativos en el uso más eficiente en la recuperación de agua, si se establece una mayor densidad poblacional.

Ante tal escenario, este trabajo tiene como objetivo cuantificar el impacto por escasez asociado al uso de agua en planificaciones barriales, comparando modelos urbanos actuales de ciudad dispersa (baja densidad edilicia) con modelos teóricos de ciudad compacta y eficiente (medias-altas densidades), contrastando sus presiones sobre el ambiente y sus posibles impactos. Para ello, se presentan arreglos de tipologías edilicias de vivienda colectiva, que permiten reunir en un mismo espacio una masa crítica de personas y de esta forma, determinar las consecuencias del uso del agua doméstico (figura 2)



Figura 2. Casos de estudios propuestos.
Fuente: Elaboración propia.

El recurso natural que se ha seleccionado para este estudio es el agua, y el impacto ambiental asociado a cada arreglo propuesto se evaluará con la huella de agua de escasez, como single score indicator (ISO, 2014)

Para el caso de estudio, se definió como Unidad Funcional "la dotación de servicio residencial y su correspondiente porción de espacio público". Se consideró una malla urbana de 1,28 ha, con distintas tipologías edilicias ubicada en las afueras de la ciudad de Mendoza, Argentina (Departamento de Luján de Cuyo). Se contabilizó el requerimiento hídrico de los servicios sanitarios, de riego de jardines y arbolado público y de uso residencial por persona. También se asumió que las fincas aledañas están implantadas con vides y se consideró su requerimiento de riego.

Los resultados obtenidos demuestran que los arreglos de mayor densidad poblacional permiten el recupero de agua gris de origen domiciliario para cubrir no solamente los requerimientos de espacios verdes públicos y privados (EVPP) de cada conjunto habitacional propuesto, sino podrían potencialmente abastecer a fincas aledañas con cultivos como por ejemplo, viñedos o frutales. Con el arreglo 1 (barrio social) se cubre las necesidades de riego de los EVPP, pero no alcanza para regar una ha de cultivo de vid, mientras que el arreglo 2 (claustro) es el que permitiría abastecer además de EVPP, hasta 3 hs de cultivo con un total de 634 personas/complejo y es que muestra el menor impacto en términos de huella de agua de escasez con un valor de 3189,6 m³-world eq. El arreglo 5 (torres y bloques), permite cubrir el riego de los EVPP y algo más de 2 ha, pero este justamente es el que presenta la mejor respuesta a la aplicación de los indicadores de urbanismo sustentable (Rueda, 2002;2012).

Referencias

- Civit B, Córlica L y Paris M (2019) HUELLA DE AGUA DE ESCASEZ EN PROPUESTA DE MEJORA DE USO Y CONSUMO DE AGUA EN URBANIZACIONES DE BAJA DENSIDAD EDILICIA. VIII Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VII Reunión de la Red Argentina de Huella Hídrica (ENARCIV 2019), 4 al 6 de noviembre, Mendoza, Argentina.
- Civit B, Piastrellini R, Curadelli S and Arena AP (2018) The water consumed in the production of grapes for vinification (*Vitis vinifera*). Mapping the blue and green water footprint. Online first el 5 de noviembre de 2017: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.037> . Print version: Ecological Indicators 85 (2018) 236–243 1470-160X/Elsevier Ltd
- Civit B, Gómez Piovano J y Ortiz N (2017) Buscando la sustentabilidad del uso de agua en el Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. Publicado en actas de la VII International Conference on Life Cycle Assessment in Latin America CILCA 2017; Medellín, Colombia, Junio de 2017.
- Civit, B (2009) Sostenibilidad ambiental. Desarrollo de indicadores regionales para su aplicación en estudios de Análisis de Ciclo de Vida en la región árida del centro-oeste argentino. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza ISBN 978-987-9126-91-2
- CÓRICA, LORENA; GOMEZ PIOVANO, JIMENA (2019). Diseño de guía metodológica en base a indicadores del urbanismo sustentable. Caso de aplicación: renovación urbana Aeroparque Mendoza. XXII Congreso Arquisur: la dimensión pública de la Arquitectura : libro de ponencias. Facultad de Arquitectura, Planeamiento y Diseño. UNR. ISBN 978-987-702-311-4 PP. 637-645
- Gordillo, Natacha (2018) Transformaciones territoriales en la interface urbano-rural de Córdoba. La producción frutihortícola del Cinturón Verde de la ciudad de Córdoba, como servicios ecosistémicos. X Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo, Barcelona-Córdoba, Junio 2018. Editorial de la Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño de la Universidad Nacional de Córdoba.
- ISO (2014) ISO 14046:2014(es) Gestión ambiental – Huella de agua – Principios, requisitos y directrices
- MESA, ALEJANDRO Y GIUSSO, CECILIA (2014). Modelos de urbanización en tierras de alta vulnerabilidad ambiental. Análisis de la ocupación de la periferia del área metropolitana de Mendoza. Cuaderno Urbano. Espacio, Cultura, Sociedad - ISSN 1666-6186. Volumen 16 N.º 16. pp. 005-026.
- MESA, ALEJANDRO; ARBOIT, MARIELA, DE ROSA CARLOS (2010) LA SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICO-AMBIENTAL COMO BASE PARA EL DESARROLLO URBANO EN ZONAS DE OASIS ANDINOS. CUADERNO URBANO. Espacio, Cultura, Sociedad - VOL. 9 - Nº 9. pp. 35-60.

Rueda, S. (2012) Libro Verde de sostenibilidad urbana y local en la era de la información. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría General Técnica.

RUEDA, Salvador. Barcelona, ciudad mediterránea, compacta y compleja: una visión de futuro más sostenible. Barcelona: Ayuntamiento de Barcelona; Agencia de Ecología Urbana, 2002. 87 p.

Palabras clave: Planificación urbana; modelo difuso, modelo compacto; recuperación de agua; huella de agua

Costos de Ciclo de Vida

Costos para la descarbonización del transporte automotor en Argentina, mediante vehículos de celdas de combustible en base a hidrógeno

Leonardo Iannuzzi¹
Roy Bierregaard²
Jorge Antonio Hilbert³
Electo Silva Lora⁴
Marcelo Ferrando⁵

¹ Ing Civil, Esp. Ing Amb, Tit Mg en EERR UTN FR Rosario. Alvear 592, Martínez-Provincia de Buenos Aires, Teléfono: +54-911-5175-4965. Mail: leoianuzzi@hotmail.com

² Ing en Informática y Tesista de la Maestría en Administración de Negocios de la Universidad Católica Argentina de Buenos Aires.

Cel: +54 9 11 6026 5128 roy.bierregaard@gmail.com

³ INTA-Instituto de Ingeniería Rural-Profesional Asesor de Nivel Internacional en Gestión de Actividades de Innovación-Argentina, Dirección Postal: CC 25 1712 Castelar, Prov. de Buenos Aires ARGENTINA, Teléfonos: +54 11 4621-1177(rotativo) interno 8817, Cel: +54 9 11 4143 4394- E mail:

hilbert.jorge@inta.gob.ar; jorgeantoniohilbert@gmail.com

⁴ Núcleo de Excelencia en Generación Termoeléctrica y Distribuida Instituto de Ingeniería Mecánica, Universidad Federal de Itajubá-Brasil, Av. BPS 1303, CP 50, Itajubá, 37500-183, Brasil, Tel: +55-35-36291321-Mail: silva.electo52@gmail.com

⁵ Doctorando en Administración Universidad Católica Argentina, Licenciado en Administración de Empresas y Contador Público (UCA)

Zárraga 3449, (1426) Ciudad Autónoma Buenos Aires, Tel: +54-911-5404-3760-Mail:

mferrando@fibertel.com.ar

Resumen

Antecedentes:

Mediante un estudio para la Ciudad de Rosario, se determinaron los costos energéticos marginales para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en diversos escenarios de factores de emisión de la red eléctrica argentina para la producción de hidrógeno a través del análisis de ciclo de vida (ACV) de 7 alternativas y variantes tecnológicas para su abastecimiento en buses con celdas de combustible en comparación con el ACV energético de buses de motores de combustión interna que consumían gas oil mezcla (90% Fósil y 10% Biodiesel). (Iannuzzi et al, 2020).

Tomando en consideración dichos antecedentes, se logró estimar el precio del hidrógeno en Argentina, en el orden de 10 U\$S/kg H₂ para el abastecimiento de H₂ comprimido para buses, con un costo marginal del orden de 600 U\$S/ton CO_{2eq} de (GEI) evitadas mediante un modelo de negocio para la instalación de una planta piloto para la generación, adecuación y provisión de Hidrógeno para buses urbanos en la

Ciudad de Buenos Aires, basada en la alternativa de la obtención del Hidrógeno mediante la electrólisis del agua (Bierregaard et al, 2020).

Propósito del estudio:

Este estudio está orientado a viabilizar económicamente la descarbonización del transporte automotor en nuestro país en cumplimiento del Plan de Acción Nacional de Transporte y Cambio Climático para 2030 (MAyDS 2017). En base a los mencionados trabajos, surge la necesidad de establecer modelos que consideren los ACV de todas las alternativas analizadas, para la optimización de costos económicos y energéticos para una oferta de hidrógeno de bajo nivel de emisiones GEI (Certifhy, 2019).

Metodología:

A raíz de esta necesidad y considerando principalmente los costos energéticos, se lograron estimar los costos operativos, de capital y precios de la oferta del hidrógeno por cada tecnología de producción considerada, basadas en un enfoque de ciclo de vida según ISO 14040.

Principales Hallazgos:

Se determinaron los costos energéticos marginales en MJ por tonelada de CO₂eq evitado, los costos y precios de la Oferta de H₂ en U\$S por cada kg H₂ por cada 100 km recorridos, los costos y precios de los GEI evitados en U\$S por tonelada de CO₂eq evitado y el Precio en U\$S de cada Ton CO₂eq evitada por cada 100 km recorridos.

Conclusiones:

La descarbonización del transporte es necesaria a nivel mundial y se encuentra en la agenda de la mayoría de los países del mundo, como la Argentina. Analizando las distintas alternativas, el Hidrógeno cuenta con un enorme potencial para acompañar procesos de descarbonización del transporte automotor si se consideran incorporar políticas de fomento e incentivos que reduzcan al menos un 50% los niveles de precios estimados para la oferta de hidrógeno en la condiciones actuales analizadas.

Referencias

- ISO 14040, Análisis de Ciclo de Vida
- Iannuzzi L, Hilbert J A, Silva Lora E E, Worl Hydrogen Energy Congres 2020-WHEC 2020 Istanbul, Turquía. Trabajo aceptado para su presentación en el Congreso Internacional del 5 al 9 de Julio de 2020.
- Bierregaard R, Ferrando M y Iannuzzi L. Tesis presentada en Maestría de Administración de Negocios del Posgrado en Administración de Empresas de la Pontificia Universidad Católica de Buenos Aires, 16 de junio de 2020
- Report prepared for the International Energy Agency and G20 Japan Meeting 2019. The Future of Hydrogen. Sising Opportunities. <https://www.iea.org/reports/the-future-of-hydrogen>
- Deloitte China, 2019, Fuelling the future of Mobility. Hydrogen and fuel cell solutions for transportation. Volume 1. Powering the future of Mobility. Total Operative Cost-Business Modells for Fuel Cell Buses. Pdf, pag 44. <https://www2.deloitte.com/content/dam/Deloitte/cn/Documents/finance/deloitte-cn-fueling-the-future-of-mobility-en-200101.pdf>
- Certifhy, 2019, Certification Scheme for Green and Blue Hydrogen. <https://www.certifhy.eu/9-uncategorised/174-an-emerging-green-and-low-carbon-hydrogen-market-in-europe.html>
- Plan de Acción Nacional de Transporte y Cambio Climático, (Versión 1-2017) Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Transporte, Presidencia de la Nación Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/sustentabilidad/cambioclimatico/gabinetenacional/2016-2019/pnamcc/transporte>

Palabras clave: Descarbonización del Transporte, Hidrógeno, Costos para la reducción de emisiones.

Huella de Carbono

Estimación de la huella de carbono en la producción primaria de trigo de la provincia de Córdoba

Santiago, ALVAREZ*

^{1*} Bolsa de Cereales de Córdoba (Ortiz de Ocampo 317, 0351-4224293) salvarez@bccba.org.ar

Resumen

El alto ritmo de crecimiento poblacional y el cambio climático llevan a la necesidad urgente de buscar una manera de producir más alimentos que sea sustentable, disminuyendo las emisiones unitarias de dióxido de carbono (CO₂) y otros gases de efecto invernadero a la atmósfera. Para lograr ese objetivo el primer paso es medir el nivel de emisión en la producción de alimentos y sus posibilidades de mejora. Una herramienta para hacerlo es la huella de carbono, que indica la cantidad de gases de efecto invernadero emitidos de forma directa o indirecta por un producto o proceso, expresados en equivalentes de dióxido de carbono (CO₂eq). Incluye lo emitido por todas las etapas de producción de un producto determinado, desde la extracción de la materia prima de los insumos hasta su consumo, descarte o disposición final.

El objetivo de este trabajo fue realizar la estimación de la huella de carbono de una tonelada de trigo en Córdoba. La unidad funcional fue una tonelada de trigo cultivado a secano, en la puerta del campo en la provincia de Córdoba, Argentina. Para la realización de este estudio se utilizó la información del Departamento de Información Agronómica de la Bolsa de Cereales de Córdoba, proporcionada por colaboradores ingenieros agrónomos de toda la provincia y procesada por técnicos de la institución. Para el cálculo de emisiones se utilizaron los coeficientes de la base de datos Ecoinvent 3.5 (EcoInvent, 2019), la que sigue las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006).

A partir de la información disponible se modelaron tres planteos técnicos promedio para la provincia, considerando el uso de tecnología en tres niveles: bajo, medio y alto. La diferencia entre estos niveles se refiere básicamente a la cantidad de insumos aplicada: agroquímicos, densidad de siembra y fertilizantes. Posteriormente se multiplicó el aporte de cada insumo con su correspondiente coeficiente de emisión de CO₂eq, a lo que se le sumaron las emisiones producidas por el cultivo durante su desarrollo.

Una vez obtenido el valor total de emisiones para cada planteo técnico se calcularon las emisiones de CO₂ equivalente por tonelada para cada departamento, utilizando como rendimiento base el promedio de los últimos 10 años.

Se obtuvo una huella de carbono promedio de 277,81 kgCO₂eq/t de trigo en el campo. Los resultados indican que la menor emisión se obtendría en aquellos departamentos de mayores rendimientos promedio, donde la eficiencia de uso de cada insumo es mayor. La mayor parte de las emisiones provienen de la fertilización nitrogenada.

Se comparó ese resultado con dos casos teóricos, uno sin fertilización nitrogenada y otro con balance de nitrógeno neutro. Sin fertilizar la huella fue de 150,42kg CO₂eq/t, mientras que en una situación de balance de nitrógeno neutro las emisiones aumentarían hasta 359,73 kgCO₂eq/t.

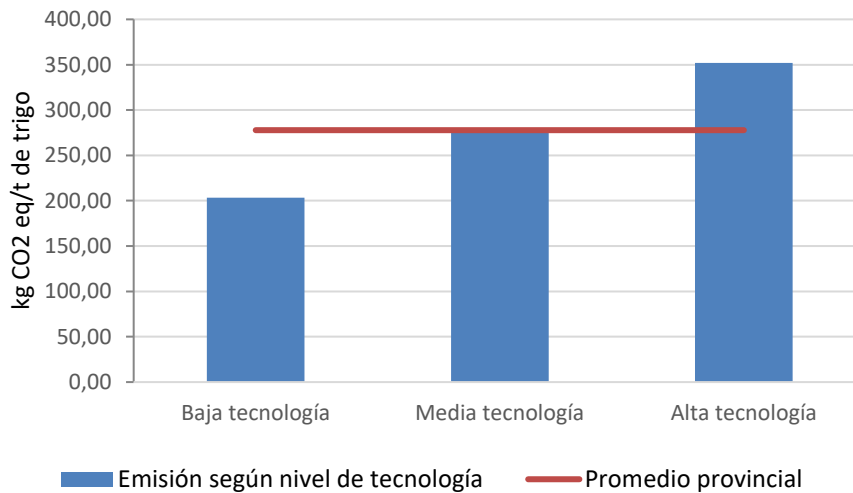


Figura 1: Emisión en kgCO₂eq/t de trigo promedio en Córdoba según nivel de tecnología.

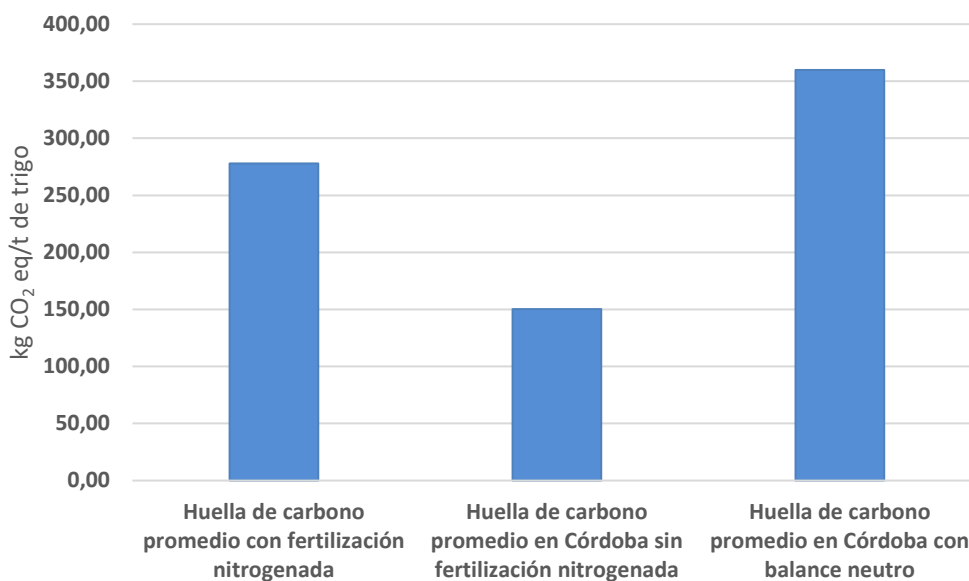


Figura 2: Huella de carbono promedio para la provincia de Córdoba en un planteo con y sin fertilización nitrogenada y con balance de nitrógeno neutro.

A partir de estos resultados se concluye que la mayor fuente de emisión corresponde a la fertilización nitrogenada. Debido a la imposibilidad de disminuir la fertilización (a causa del balance negativo de N de los suelos) debe buscarse optimizar el aporte nitrogenado aumentando la eficiencia de su uso e investigar productos alternativas que puedan aportar el nutriente con menor huella ambiental.-

Palabras clave: impacto ambiental, rendimiento, nitrógeno, fertilización.

Huella de carbono y energética en la producción de caña de azúcar en Misiones

Emiliano LYSIAK¹ *

Julio P. CHESANI²

¹ INTA Cerro Azul, Misiones RN 14 Km 836 Te: 0376 449-4740 lysiak.emiliano@inta.gob.ar

² INTA Cerro Azul, Misiones

Resumen

Introducción: En Misiones la producción de caña de azúcar utiliza labores poco mecanizadas, cosecha manual y utilizan bueyes los cuales emiten metano. Al ser prácticas más amigables con el ambiente, pero con manejos productivos menos eficientes, el impacto en la huella de carbono (HC) es incierto. El objetivo del trabajo es medir la HC y la demanda de energía de recursos no renovables. Considerando sólo la etapa del cultivo, Nishihara *et al.* (2016) determinaron para el caso de Tucumán una HC de entre 54 y 43 g CO₂eq/kg de caña. Para el caso de Brasil, Macedo *et al.* (2008), Ometto *et al.* (2009) y Días de Olivera *et al.* (2005) determinaron valores de 36, 39 y 32 g CO₂eq/kg de caña respectivamente.

Se utilizaron datos primarios de siete productores de la zafra 2016-2017 y la base de datos Ecoinvent 3. Se consideró las ISO 14040, 14044 y 14067. El modelo utilizado fue el CML-IA y *Cumulative Energy Demand*. Se cubre la fase agrícola hasta la puerta del establecimiento productivo (ingenio) (cuna a puerta). Se estudiaron dos tecnologías de siembra de la caña, una manual sin fertilización (IS) y otra mecanizada con fertilización (IC). Además, se estudiaron dos tecnologías de la producción anual, una sin fertilización (PS) y otra con fertilización (PC), con rendimientos de 40 y 60 t respectivamente.

Resultado y discusión: el modelo IC tiene una emisión por ha de 743 kg CO₂ eq. y el IS sólo es un 40% del valor anterior. La diferencia es aún mayor si se considera la demanda de energía no renovable, 121 MJ y 2,2 MJ por ha implantada.

Tabla 1. Huella de Carbono y Demanda energética no renovable de las prácticas de implantación y producción anual de caña de azúcar.

Procesos	HC	HE (NR)
	kg CO ₂ eq./Ha	MJ/Ha
Implantación manual sin fertilización (IS)	294,11	2,29
Implantación mecanizada con fertilización (IC)	743,13	121,57
	kg CO ₂ eq./kg caña	MJ/kg caña
Producción de caña sin fertilización (PS)	0,0121	0,000372
Producción de caña con fertilización (PC)	0,0193	0,001250

La HC de un kg de caña para el modelo PC resultó en 19,3 g de CO₂ eq. y 12,1 g de CO₂ eq. para el caso PS. La diferencia se mantiene para la demanda de energía, pero en menor medida que la implantación: 1250 y 372 J por kg de caña para los modelos PC y PS, respectivamente. Los principales procesos que generan la HC en el modelo son las emisiones directas e indirectas de la fertilización que representan el 45,92% de la huella, el transporte el 26,2% y las emisiones por quema 14,1%. Para el modelo PS, el transporte representa el 41,6%, la quema 22,3% y las emisiones de metano de los bueyes, el 13,1% de las emisiones. En lo que respecta a la demanda de energía no renovable, la principal demanda surge por el uso de fertilizantes e indirectamente por los fertilizantes utilizados en la plantación. A los fertilizantes se le suma el transporte. En el caso del modelo PC los fertilizantes demandan el 77% de la energía no renovable. Para el caso del modelo PS el uso de una plantación fertilizada demanda el 68% de la energía NR.

Si se comparan los resultados de la HC obtenidos de 19 y 12 g CO₂eq/kg de caña para los modelos se observa que las emisiones por kg de caña son menores a los antecedentes. Nishihara *et al.* (2016) determinaron para el caso de Tucumán un valor entre 54 y 43 g CO₂eq/kg de caña. Para el caso de Brasil, Macedo *et al.* (2008); Ometto *et al.* (2009) y Días de Olivera *et al.* (2005) determinaron valores de 36, 39 y 32 g CO₂eq/kg de caña respectivamente. La diferencia, entre este estudio y los antecedentes, se debe a la cosecha manual, menores niveles de fertilización nitrogenada y menores quemas.

Conclusión: En lo referido a la demanda de energía no renovable, los valores hallados son 1,2 y 0,3 MJ por tonelada de caña. Los bajos niveles de uso de combustible, quema y uso de fertilizante generan niveles de la HC bajos si son comparados con otras áreas geográficas. Los factores que generan la HC son fertilización nitrogenada, transporte y quema.

Referencias

Días de Oliveira, M.E., Vaughan, B.E. y Rykiel, E.J. (2005). Ethanol as fuel: energy, carbon dioxide balances and ecological footprint. *Bioscienc*, 55(7), 593 – 602.

Macedo, I.C., Seabra, J.E.A. y Silva, J.E.A.R. (2008). Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass Bioenergy* 32(7), 582–595.

Nishihara Hun, A.L., Mele, F.D. y Pérez, G.A. (2016). A comparative life cycle assessment of the sugarcane value chain in the province of Tucumán (Argentina) considering different technology levels. *Int J Life Cycle Assess* 22(4), 502-515.

Ometto, A.R., Hauschild, M.Z. y Roma, W.N.L. (2009). Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. *Int J Life Cycle Assess* 14(3), 236–247.

Palabras clave: emisiones, demanda energética, pequeño productor, cosecha manual

Estimación de la huella de carbono en la producción agrícola de peras en el Alto Valle del Río Negro

Sergio ROMAGNOLI*

^{1*} INTA, (AER Cipolletti, Roca 766,, 2995200895) romagnoli.sergio@inta.gob.ar

La Huella de Carbono de la producción de peras es estratégica, tanto para la exportación, como para el mercado interno. Resulta esencial contar con fuentes primarias de información, ya que las fuentes de datos secundarios de las bases de datos pueden perjudicarnos al no representar nuestras condiciones particulares.

En Sudamérica, varios países se encuentran trabajando activamente en la determinación de las huellas ambientales a través del Análisis de Ciclo de Vida (Stemshorn et al, 2012). En Chile se ha calculado la huella de carbono de la industria vitivinícola (Cerdeira et al, 2010), manzanas (Iriarte et al, 2013), y se está avanzando en diferentes productos agrícolas. En Uruguay se obtuvo la huella de la producción de leche (Díaz-Rosello y Durán, 2011). En Argentina se han calculado las huellas de carbono e hídrica de la producción de vino (Curadelli et al, 2011; Civit et al, 2012), algodón, maní, biodiesel, té, etanol, entre otros (Bongiovanni, 2016).

Del análisis de Lottici (2012), se desprende la relevancia que tiene la Unión Europea dentro de los mercados de destino de las exportaciones argentinas de productos potencialmente afectados por estándares o etiquetados de huella de carbono, que representa el 29,1% de las exportaciones argentinas de productos exportados al mundo. Esta situación es aún más acentuada para el caso de las exportaciones de peras en fresco, donde los volúmenes enviados a mercados europeos representan el 38% del total exportado (SENASA, 2017).

En Los valles irrigados de Río Negro y Neuquén, la fruticultura es la principal actividad económica regional, aportando más del 90% del volumen de fruta fresca exportado por el país (Villarreal et al., 2011). El cultivo de pera posee la mayor superficie implantada en la región, con una superficie de producción que alcanza las 20.879 hectáreas (SENASA, 2017). A nivel mundial el cultivo de pera de la Argentina mantiene una participación del 7% en la producción mundial, liderando la exportación de esta especie desde el hemisferio sur.

El objetivo del trabajo consiste en estimar la huella de carbono de la producción agrícola de peras en el Alto Valle del río Negro, identificando puntos críticos de emisión de gases GEI y detectando oportunidades de mejora en las actividades productivas, desde el punto de vista de la sostenibilidad y ecoeficiencia.

Se considerará el protocolo para el cálculo de la huella de carbono basado en las normas ISO 14040, ISO 14044 e ISO 14067.

El alcance del estudio será *"de la cuna a la puerta"*, es decir desde la extracción de materiales e insumos hasta la puerta de "la chacra", es decir, el establecimiento productivo primario donde se cultiva y cosecha la fruta. La unidad funcional (UF) es una tonelada de peras en la puerta de la chacra.

Los sistemas productivos de frutales de pepita poseen características singulares en distintas regiones del mundo que los hacen particularmente únicos. Estas características particulares de cada zona, conducen a la necesidad de definir un modelo representativo de las condiciones edafoclimáticas y socioeconómicas de la región del Alto Valle del río Negro

En este sentido en el 2004, se realizó un documento con pautas tecnológicas consensuadas entre técnicos de la actividad privada y del INTA Alto Valle, cuyo objetivo fue orientar a profesionales y fruticultores, sobre la tecnología recomendada en las explotaciones frutícolas modernas. (Alvarez et al, 2004)

Los datos de las prácticas, los insumos y el consumo de recursos de cada una, serán obtenidos del mencionado documento, constituyendo la base de información para elaborar el inventario del presente Análisis de Ciclo de Vida, brindando representatividad tecnológica, temporal y geográfica. Adicionalmente, se realizarán entrevistas guiadas por un cuestionario a referentes que gestionan los sistemas de cultivo incluidos en este trabajo. Además, si fuera necesario aportar mayor consistencia a los datos relevados, se realizarán mediciones de tiempos operativos o consumos en sitio y análisis de registros de las actividades de producción de los Cuadernos de Campo de cada establecimiento

Asimismo, se consultarán los catálogos de insumos o maquinaria para validar la información obtenida. Además de los datos primarios, la segunda fuente de información será la base de datos estandarizada Ecoinvent©, para Análisis de Ciclo de Vida, contenida en el software SIMAPRO©8.0.2 (Prè-consultans, 2014).

Respecto de los cultivos perennes, metodológicamente, existe consenso académico (Milà i Canals et al, 2006; Cerutti et al, 2014) acerca de la necesidad incluir en los inventarios las fases improductivas de estos cultivos (vivero, implantación, entrada en producción, replante) y no solamente su periodo productivo o temporada.

Los avances conseguidos a la fecha se han dirigido a la conformación del inventario de ciclo de vida de insumos y energía necesaria para la producción. El presente estudio se enmarca dentro de la Plataforma Temática de Análisis de Ciclo de Vida y Huellas Ambientales del INTA¹.

Palabras clave: huella carbono, pera, Río Negro

¹ Aprobada por Resolución 2019-210-APN-CD#INTA del 21/03/2019.

Referencias

Alvarez J., Ginnobili J., Gómez G., Moratti P., Rodríguez R., Santagni A., Vidiri J., Villarreal P., Zaffino R., (2004). Pautas tecnológicas: frutales de pepita Manejo y análisis económico – financiero. Ediciones INTA. (Disponible: https://inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-pautas_pegpita.pdf)

Bongiovanni R., Tuninetti I., Garrido G., (2016). Huella de Carbono de la cadena de maní de Argentina. RIA 42 N.º 3

Cerda A., García L., Ilufi N., Opazo V., (2010). Carbon Foot Print in the Chilean Wine Industry. Interamerican Journal of Environment and Tourism. 6: 9-27.

Cerutti A., Beccaro G., Bruun S., Bosco S., Donno D., Notarnicola B., Bounous G., (2014). Life cycle assessment application in the fruit sector: State of the art and recommendations for environmental declarations of fruit products. Journal of Cleaner Production 73: 125-135.

Civit B., Arena P., Curadelli Piastrelini R., (2012). Indicadores de Sostenibilidad. Huella de Carbono y huella hídrica de las Naciones Unidas viñedo considerando distintos sistemas de riego en Mendoza, Argentina. Revista Enovicultura, Ed. Editorial Técnica Quatrebcn, SLL.

Díaz-Rossello R., Duran H., (2011). Secuestro de carbono en suelos de sistemas agrícola-lecheros mixtos en Uruguay. Agrociencia Uruguay [online]. 15 (2): 109-119. ISSN 1510-0839

(2013). ISO 14067: Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization (ISO).

Lottici M. (2012). La huella de carbono y su impacto potencial sobre las exportaciones argentinas / María Victoria Lottici. - 1ª ed. - Buenos Aires : Centro de Economía Internacional. - (Serie de estudios del CEI; 14) E-Book. ISBN 978-987-23765-6-7

Milà i Canals L., Burnip G., Cowell S.J., (2006). Evaluation of environment impacts of Apple production using life cycle assessment (LCA) : case study in New Zealand. Agriculture, Ecosystems and Environment 114, 226-238.

PRÉ-CONSULTANTS. (2014). Simapro software. Países Bajos. (Disponible: <https://www.pre-sustainability.com/simapro>).

SENASA (2017), Servicio Nacional de Sanidad Argentino. Anuario Estadístico 2017. Centro Regional Patagonia Norte.

Stemshorn B., Tiessen H., Myeong You S., (2012). Articulación agricultura, salud pública y medio ambiente para la gestión de riesgos asociados a la producción de alimentos en las Américas: Experiencias institucionales para la gestión de riesgos

ambientales en el marco de la producción de alimentos. 16^a Reunión Interamericana a nivel ministerial en salud y agricultura (RIMSA 16). RIMSA16/2.3.

Villarreal P., Leskovar M., Malaspina M., Zubeldía H., Avella B., Boltshauver V., (2011). Balance Regional 2010 complejo manzana y peras del Alto Valle de Río Negro y Neuquén, Argentina. Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ciencias Agrarias

Huella de carbono en establecimientos lecheros de la provincia de Santa Fe bajo diferentes sistemas de alimentación

María Paz TIERI^{1*,2}
Claudia FAVERÍN³
Verónica CHARLÓN¹
Sebastián CAMBARERI³
Daiana ALBRECHT²
José GERE⁴
Eduardo COMERON²

^{1*}INTA EEA Rafaela (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2300, 3492440125)

mpaztieri@gmail.com

²UTN FRRA (Universidad tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela, 2300, 3492432702).

³INTA EEA Balcarce (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 7620, 2266439100)

⁴UTN FRBA (Universidad tecnológica Nacional Facultad Regional Buenos Aires, C1179AAQ, 4867-7500).

Resumen

La producción lechera ha sido partícipe del aumento en el volumen de gases de efecto invernadero (GEI), principalmente en forma de metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y dióxido de carbono (CO₂). Sin embargo, existe poca información sobre las emisiones de GEI en los sistemas lecheros de la Argentina. El objetivo de este estudio fue evaluar la emisión de GEI en sistemas reales de producción de leche bovina en la provincia de Santa Fe. Se seleccionaron nueve tambos contrastantes a través de un muestreo aleatorio simple dentro de cada sistema de alimentación, con el objetivo de evaluar un sistema de ración totalmente mezclada (RTM), cuatro sistemas pastoriles en donde el resto de los alimentos se entreguen de forma separada (AS) y cuatro sistemas pastoriles con ración parcialmente mezclada (RPM). La información de los tambos provino de encuestas realizadas por el INTA en la Región Pampeana entre 2014-2015. El cuestionario abarcaba aspectos relacionados con el manejo de los animales, la dieta, los insumos y la producción de alimentos, la producción de leche y el manejo de estiércol y purines. Dentro de los sistemas RPM y AS, se seleccionó un sistema con alta carga animal ($\geq 1,5 \text{ VT.haVT}^{-1}$) y alta cantidad de concentrado entregado por día ($\geq 6 \text{ kg.VO}^{-1}$) (acac), uno de alta carga animal y baja cantidad de concentrado (acbc), uno de baja carga animal y alta cantidad de concentrado (bcac) y uno de baja carga animal y baja cantidad de concentrado (bcbc) (Tabla 1). Para la estimación de los GEI emitidos, se utilizó la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (Nivel 2). Se estimaron las emisiones totales de GEI ($\text{tnCO}_2\text{eq.año}^{-1}$) asociadas a la producción de leche corregida por grasa y proteína (LCGP) en cada sistema, la intensidad de emisión por kilo de leche corregida y la participación de cada fuente de emisión para cada tambo (Figura 1). Los valores medios de emisiones totales y huella de carbono (HC) hasta la tranquera de los sistemas de

producción de leche fueron 1178 $\text{tnCO}_2\text{eq.año}^{-1}$ y 1,01 $\text{kgCO}_2\text{eq.kgLCGP}^{-1}$, respectivamente. Los sistemas AS con baja cantidad de concentrado presentaron mayor cantidad de emisiones por parte de los residuos de los cultivos y pasturas. En el sistema RTM, la emisión por uso de energía (combustible y electricidad) fue de mayor magnitud con respecto al resto de los sistemas y en el caso de los sistemas RPM, la participación de las emisiones por fermentación entérica fue mayor que en los AS y en RTM. Aquellos sistemas con alta carga y alto concentrado fueron los que tuvieron mayores emisiones totales (RTM, AS acac y RPM acac), debido al mayor número de vacas totales. Sin embargo, los sistemas AS presentaron valores menores de HC con respecto a los otros (RPM y RTM). Por lo tanto, los sistemas más intensivos con respecto a la carga animal y el uso de concentrados no necesariamente tienen valores de HC más bajos. Este trabajo sugiere que en la Argentina existe el potencial de reducir la HC de la leche mediante la aplicación de prácticas que no necesariamente implican la intensificación de los sistemas.

Tabla 1. Características generales de los sistemas lecheros evaluados.

Variables	RTM	AS bcbc*	AS bcac*	AS acbc *	AS acac *	RPM bcbc *	RPM bcac *	RPM acbc* *	RPM acac *
Superficie vaca adulta (haVT)	100	120	89	78	135	102	97	47	150
N° de vacas adultas (VT)	250	99	130	149	371	141	120	108	310
N° de vacas en ordeño (VO)	210	86	108	110	314	114	105	110	250
Producción (kgLCGP.VO.día ⁻¹)	22,5	16,8	21,7	20,0	21,9	19,3	21,0	20,0	22,3
Carga animal (VT.haVT ⁻¹)	2,50	0,82	1,46	1,90	2,75	1,38	1,24	1,90	2,07
Concentrado (kg.VO.día ⁻¹)	8,40	3,39	7,20	5,50	7,00	3,80	8,00	5,50	9,50
Emisión GEI ($\text{tnCO}_2\text{eq.año}^{-1}$)	1804	523	743	764	2119	903	963	615	2166

*RTM: ración totalmente mezclada; AS: alimentos separados; RPM: ración parcialmente mezclada; bcbc: baja carga y baja cantidad de concentrado; bcac: baja carga y alta cantidad de concentrado; acbc: alta carga y baja cantidad de concentrado; acac: alta carga y alta cantidad de concentrado.

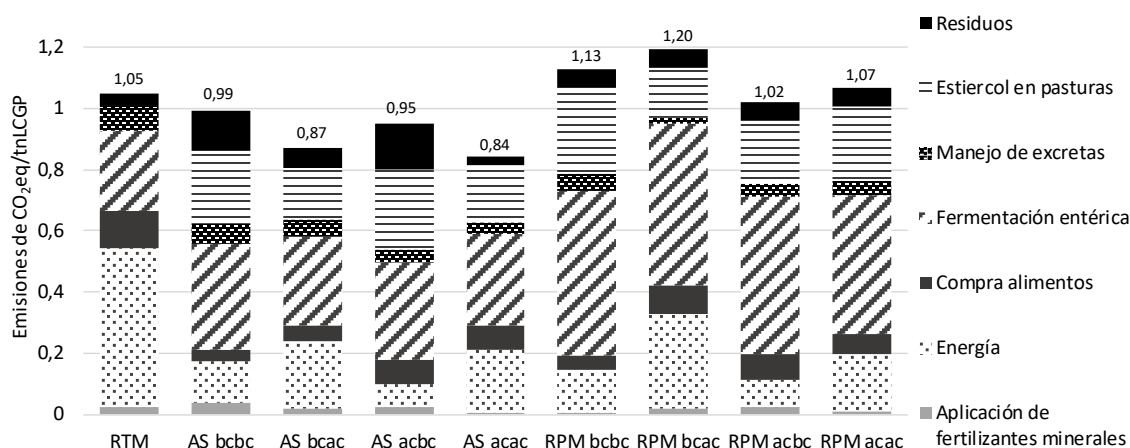


Figura 1. Huella de carbono ($\text{kg CO}_2\text{eq por kg LCGP}$) de los 9 sistemas lecheros en estudio.

Huella hídrica

Valoración de la huella hídrica en cultivos de vid con diferentes manejos de riego en Colonia Caroya, Córdoba.

Enzo Bracamonte^{1*}
Eduardo Angulo¹
Fátima Romero¹
Oriana Bustamante¹
Ángeles Casabo¹
Lara López¹.

^{1*} Ecotoxicología. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. CP. 5010. 3514334116/Int.308. ebracamo@agro.unc.edu.ar

Resumen

Entre los cultivos agrícolas intensivos, las producciones de vid para vinificación precisan altos volúmenes de agua durante el periodo de ciclo de vida productivo (agosto-marzo) para alcanzar los rendimientos esperados. Por ello, los objetivos de este trabajo fueron cuantificar la Huella Hídrica total (t), verde (v), azul (a) y gris (g) en las tres variedades de vid más representativas, Pinot Noir y Malbec (11 t/ha) e Isabella (14 t/ha) en Colonia Caroya(-31.03333,-64.08333), Córdoba. Evaluar la eficiencia en el uso del agua de riego (EUA) en cultivos con diferentes manejos, riego por gravedad: (inundación) y presurizado (goteo) con eficiencias de 60% y 95%, respectivamente, evaluar la sustentabilidad de las huellas hídricas obtenidas y establecer estrategias y recomendaciones para mejorar y fortalecer la sustentabilidad hídrica de la región. El valor la precipitación efectiva, necesidades hídricas del cultivo y de las HH se obtuvieron de manera indirecta utilizando el software CROPWAT 8.0 (FAO, 1992) y siguiendo las metodologías propuestas por Hoekstra *et al.*(2011) y por Civit *et al.* (2012). No se consideró el cálculo de la HHg debido al escaso uso de fertilizantes de suelo y foliares. Los resultados obtenidos de HHt para Pinot Noir y Malbec (627 m³/Tn) son menores a la media mundial 745 m³/Tn (607 y 138) (Mekonnen and Hoekstra, 2011), mostrando aportes de la HHv y HHa de 56% y el 44% del total, respectivamente (Figura 1), con valores de HHv para Pinot y Malvec de 351 y 276 para Isabella, mientras que la HHa fue de 276 y 217, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1: Cálculo de la HHv y HHa en cultivos de vid de Colonia Caroya.

Precipitación Efectiva (mm)	Rendimiento Var. (Ton/m ²)	H H (m ³ /t)	Requerimiento de riego (m)	Rendimiento Var. (t/m ²)	H H (m ³ /t)
0, 387	Pinot Noir y Malbec 0,0011	351	0, 304	Pinot Noir y Malbec 0,0011	276
	Isabella 0,0014	276		Isabella 0,0014	217

El riego por goteo precisa solo el 7,6 % del total del agua extra que emplea el riego superficial para alcanzar la máxima eficiencia en el uso del agua azul (Figura 2). Los resultados mostraron aporte significativo de la HHv debido al alto aporte de precipitaciones (765 mm/año) en la región y EUA baja por el uso predominante de riego por manto (Figura 2).

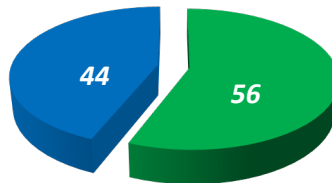


Figura 1. Contribución (%) de la HHv y HHa en cultivos de vid de C. Caroya.

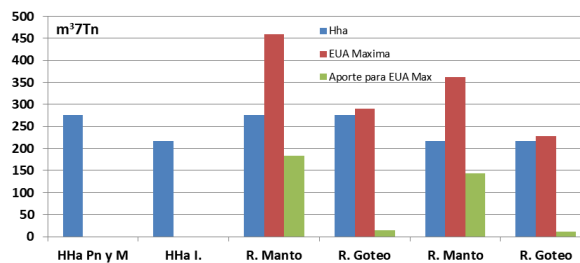


Figura 2. Contribución (%) de la HHv y HHa en la HH total en cultivos de vid de Colonia Caroya.

La evaluación de la sustentabilidad de las HH obtenidas mostro que en año hipotético sin precipitaciones la oferta de agua azul suministrada no cubre las necesidades totales de consumo del cultivo de la vid. El consumo efectivo de agua de la vid representa el 46% de la oferta anual de agua azul suministrada. El consumo de agua como HHt del cultivo posibilitan el consumo hasta 378 personas para necesidades personales mínimas (50 l/día, OMS). Las pérdidas de agua azul por ineficiencia del riego por manto y por goteo posibilitan el consumo de hasta 112 y 8 personas para necesidades personales mínimas, respectivamente. Aunque La HHt es baja en C. Colonia, el uso de agua azul es insustentable debido al uso predominante de sistemas de riegos tradicionales con baja eficiencia. Los resultados obtenidos mostraron que en el contexto de variabilidad climática actual se torna necesario adoptar medidas de manejo integrado del cultivo de vid. Entre ellas podemos mencionar fortalecer las buenas prácticas de manejo del cultivo para un rápido y vigoroso crecimiento y desarrollo, mayor investigación y transferencia sobre ecofisiología del cultivo, implementación de técnicas de conservación de suelos y agua, entre ellas, aumentar la adopción de tecnologías de riegos más eficientes, como la aspersión y localizadas en función de las necesidades del suelo y eficientizar los tratamientos de plaguicidas y fertilizantes. Todas estas medidas se tornan necesarias para poder disminuir las exigencias hídricas de los cultivos, aumentar la EUA y poder alcanzar finalmente una mayor sustentabilidad del recurso agua en la región.

Referencias

Civit B, Arena P, Curadelli S y Piastrelini R. (2012) Indicadores de sostenibilidad. Huella de carbono y huella hídrica de un viñedo considerando distintos sistemas de riego en Mendoza, Argentina. Revista Enovicultura, Ed. Editorial Técnica Quatrebcn, S.L.L, N° 14 enero/febrero, ISSN 2013-6099.

FAO (1992) CROPWAT: a computer program for irrigation planning and management. Irrigation and Drainage, Paper NO. 46, FAO, Rome. www.fao.org

Hoekstra A, Chapagain A, Aldaya M Y Mekonnen M. (2011) The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. Earthscan, London Washington, DC.

Mekonnen MM, Hoekstra AY. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrol Earth Syst Sci 15(5):1577–600.

Palabras clave: huella hídrica, vid, eficiencia uso del agua, sustentabilidad hídrica

Evaluación del uso del agua en producción de alimentos para sistemas lecheros bovinos

Luciana B. JENNERICH^{1,2*}
Pablo J. GHIBERTO²
María Cecilia PANIGATTI¹.

¹UTN- Facultad Regional Rafaela Acuña 49 (2300) Rafaela, Santa Fe; (+54)03492-422880.

²UNL Facultad de Ciencias Agrarias R. P. Kreder 2805 (3080) Esperanza, Santa Fe; (+54)03496 42-6400.

*lucijennerich@gmail.com

Resumen

El consumo de agua en sistemas lecheros bovinos, depende de la tipología del mismo, el manejo sobre el recurso, aptitudes del rodeo, zona edafoclimática, tipo de suelo, entre otros. Por otra parte, la metodología de Huella Hídrica (HH) no está definida solo por la cantidad de agua consumida en un sistema como un dato aislado. Es un indicador del uso de agua dulce tanto directo como indirecto y contribuye a realizar un manejo sustentable del recurso hídrico. La finalidad del trabajo es determinar la HH de los cultivos desarrollados en sistemas lecheros del Departamento Castellanos y Las Colonias (provincia de Santa Fe, Argentina) y verificar supuestos de diferencias respecto del uso del agua.

Para el cálculo de HH se empleó el enfoque de Hoekstra et al. (2011) expresando el indicador en términos de volumen consumido por unidad de alimento producido (L/kg). Se determinó la HH verde (HHve) correspondiente al consumo de agua de la oferta forrajera; la HH azul no se contabilizó porque son cultivos en secano. Se estimó la HH gris (HHgris) correspondiente al volumen necesario para diluir la carga contaminante derivada de la aplicación de sustancias químicas al suelo considerando solo la aplicación de fertilizantes nitrogenados.

Se seleccionaron 3 tambos bovinos con diferentes sistemas de alimentación y suelos contrastantes, los cuales se presentan a continuación en la siguiente tabla (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización de los establecimientos tamberos seleccionados.

Características	Caso 1	Caso 2	Caso 3
Relación forraje-concentrado (Rf:c) en la dieta	88,5:11,5%	100:0%	74:26%
Vacas en ordeño (VO)	216	185	198
Suelo	Argiudol típico- Serie Rincón de Ávila (IP = 81)	Natracualf típico- Serie Aurelia (IP= 8)	Argiudol ácuico- Serie Humboldt (IP= 75)

Para el cálculo de la evapotranspiración de los cultivos se utilizó el modelo Cropwat 8.0 (FAO). Datos de manejo de los cultivos de la campaña 2017-2018 se obtuvieron de entrevistas a responsables de los tambos. La información meteorológica de los lugares de estudio se obtuvo en Meteoblue. La información de suelos se extrajo del mapa de INTA (2020) y los datos faltantes se estimaron con ecuaciones de edafotransferencia (Imhoff et al. 2016; Pilatti, Orellana, 2016).

Tabla 2. Estimaciones de Evapotranspiración potencial del cultivo en condiciones estándar (ETc), Evapotranspiración real del cultivo (ETa) y sus respectivos valores de HH^a.

Estudios de casos	Cultivos	ETc (mm/período)	ETa (mm/período)	HHve ^{b1} (litros/kg)	HHve ^{b2} (litros/kg)	HHgris (litros/kg)
Caso 1	Alfalfa	741,9	695,1	370,16	579,25	
	Ryegrass	469,8	338,8	285,38	423,5	
	Maíz para silo	350,6	270,8	96,8	124,6	106,41
	Trigo	158,9	123,4	88,5	112,2	
	Soja para silo	410	342,1	383	570,1	
	TOTAL			1223,8	1809,6	106,4
Caso 2	Avena	184,3	183,3	174,5	305,5	59,05
	Maíz para silo	346,4	247,2	148,2	189,5	75,93
	Sorgo para silo	352,6	282,8	319	471,3	
	Soja tierna pastoreo	435,7	291,2	681	970,6	
	Moha	330,7	233,7	305	467,4	
	Alfalfa	757,8	582,2	455,3	646,9	
TOTAL			2083	3051,2	134,9	
Caso 3	Alfalfa	774	674,2	404,7	612,9	11,18
	Maíz para grano	397,9	305,7	234	382,12	
	Maíz para silo	376,4	274,5	125,6	148,55	
	Soja para silo	417,2	328,9	412,6	548,16	22,37
	TOTAL			1176,9	1691,7	33,5

^a Valores obtenidos mediante el programa CROPWAT 8.0 propuesto por FAO.

^{b1} Valor obtenido en base a la ETc; ^{b2} Valor obtenido a partir de la ETa.

Los resultados demuestran, el impacto volumétrico del uso del agua representado en la HHve de los cultivos, valores que luego, se verían reflejados en la HH total del producto final del sistema (leche). La HH total considerando la HHve^{b2} (ver Tabla 2) y HHgris fue para cada caso, 1916; 3186,1; 1725,2 L/kg respectivamente. Al igual que lo expuesto en trabajos anteriores (Manazza, JF., 2012; Manazza y Diaz, 2013), mayor es el nivel de intensificación del sistema de alimentación, menor es el valor de HHve de la oferta forrajera. Al mismo tiempo, en casos donde los rendimientos son más elevados, el resultado de HHve disminuye.

En cuanto a la comparativa entre ETc y ETa de cada cultivo, se observan diferencias amplias. Las mayores variabilidades en los resultados están dadas por los datos específicos de suelo, el tipo del sistema y las prácticas de manejo realizadas. Esto permite destacar la importancia de la disponibilidad de información confiable al momento de emplear la metodología de HH.

Coincidiendo con estudios previos (Charlón, Manazza y Tieri, 2015), la HHgris representó el menor valor de la HH total. Por otro lado, y referido a la ausencia de la HHaz, si planteamos un escenario hipotético donde evaluamos la necesidad de agua insatisfecha se observa en el software que, aquellos cultivos que se desarrollarían en sistemas con mejor aptitud de suelo, el requerimiento de riego hubiera sido menor.

Se concluye que, la metodología provee de una visión rápida de cómo se comporta los cultivos de cada sistema y distingue cuáles son los mayores consumos. Los escenarios posibles, dependerán de la finalidad de lo que se desea estudiar y del nivel de rigurosidad de los datos que se disponen. El desarrollo de herramientas informáticas para la gestión, se transforman en instrumentos útiles que, acompañados de la implementación o modificación de prácticas de manejo, pueden permitir una reducción de requerimientos de agua y uso eficiente de la misma.

Referencias

Charlón V., Manazza J.F., Tieri M.P., 2015. Huella hídrica en tambos según diferentes sistemas de producción. Avances y estado de situación en el análisis de ciclo de vida y huellas ambientales en Argentina- Actas de ENARCIV 2015.

FAO (2010b) 'CROPWAT 8.0 model', FAO, Rome, www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html.

Franke, N.A., Boyacioglu, H. and Hoekstra, A.Y. (2013) Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines, Value of Water Research Report Series No. 65, UNESCOIHE, Delft, the Netherlands.

Hoekstra, A.; Chapagain, A.; Aldaya, M.; Mekonnen, M. (2011). The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. Earthscan, London, Washington, DC.

INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 2020. Visor GeoINTA: Mapas de suelo, perfiles y coberturas de suelos, imágenes y bases de datos georeferenciadas. Available at: (<http://geointa.inta.gov.ar/visor2/?p=96>) [Accessed March. 11, 2020].

Manazza, J.F. 2012. Cuantificación y valoración económica del uso consuntivo del agua en los principales productos de las cadenas lácteas de La Pampa y San Luis. – 1ª ed. – San Luis: Ediciones INTA, 2012.

Manazza, J.F. y Diaz, J.R., 2013. Aproximación al análisis de eficiencia de uso de agua en sistemas ganaderos bovinos. Artículo publicado en ResearchGate <https://www.researchgate.net/publication/276919832> .

Pilatti M.A. y J.A. de Orellana, 2016. Hacia una clínica de suelos: Mirando al suelo con ojos de planta. Edic. Colección 'Cátedra' UNL, 280 pp. ISBN: 978-987-657-959-9.

Palabras claves: huella hídrica, eficiencia de uso, sustentabilidad, contaminación.

Cambio en el uso del agua. ¿es necesario considerarla dentro de la categoría de impacto uso del agua en análisis de ciclo de vida?

Bárbara CIVIT^{1,2*}

^{1*} Centro de Estudios para el Desarrollo Sustentable. Rodríguez 273 (5500) Mendoza, 261 5244693.
barbara.civit@gmail.com

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Av. Ruiz Leal s/n (5500) Mendoza

Resumen

En los modelos de impacto de Ciclo de Vida, dos categorías se encuentran aún en pleno desarrollo por las características de los procesos que ocurren a lo largo del ciclo de vida de un producto, pero también porque en muchos casos, no se han definido completamente el camino en la cadena causa-efecto: Uso del Suelo y Uso del Agua. Autores con vasta trayectoria en el campo del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) como Bo Weidema, Miguel Brandao, Laura De Baan, Thomas Köllner, Danielle Maia Da Souza, Matthias Finkbeiner, Stephan Pfister, Markus Berger, entre otros, afirman que aún falta desarrollar varios aspectos para tener una visión acabada de estas categorías de impacto. Por ejemplo, Schmidt et al (2015) sostienen que aproximadamente el 9% de las emisiones globales de CO₂ se originan por cambios en el uso del suelo, pero a menudo estas emisiones no se abordan adecuadamente en la evaluación del ciclo de vida. Los modelos existentes para evaluar los cambios indirectos en el uso del suelo (iLUC) tienden a ignorar la intensificación y la reducción del consumo, generalmente operan con períodos de amortización arbitrarios para asignar las emisiones de deforestación a lo largo del tiempo, y el vínculo causal entre la ocupación de la tierra y la deforestación está débilmente establecido. Por su parte, De Rosa (2017) establece que los usos de la tierra son un asunto multidisciplinario en que las políticas ambientales y de desarrollo sostenible se entrelazan. Sin embargo, los ACVs se centran principalmente en los impactos ambientales, excluyendo las implicaciones socioeconómicas de la ocupación de la tierra (De Rosa, 2017). En el ámbito del uso del agua, los trabajos de Llorenç Mila i Cannlas, Stephan Pfister, Brad Ridoutt, Anne-Marie Boulay, Manuele Margni, Anna Kounina, Montse Nuñez, entre tantos más, han colaborado en la construcción de los lineamientos y modelos para evaluar el impacto potencial y el daño en uso del agua a lo largo del ciclo de vida de productos, procesos y actividades. Desde hace un tiempo a esta parte, la Iniciativa de Ciclo de Vida viene promoviendo diversos programas y proyectos (ej. LULCIA y WULCA) para buscar el consenso entre la comunidad científica internacional, pero también validando las acciones con partes interesadas. Es así, que se ha publicado dos volúmenes sobre Life

Cycle Impact Assessment Indicators, y se está financiando un proyecto Marine Liter in Life Cycle Assessment (MariLCA).

Ahora bien, este es el panorama global respecto del uso del suelo y del uso del agua. En la escala regional o global, porque debemos recordar que tanto suelo como agua involucran impactos locales que pueden tener implicancias globales, el abordaje de los mecanismos de impacto para construir los factores que caracterizarán el impacto por uso de suelo y agua pueden requerir ciertas consideraciones especiales. Por ejemplo, en tierras secas, el uso del suelo puede llevar a condiciones de desertificación (Civit et al, 2013; Núñez et al, 2010; Civit (2009)). La pregunta es entonces, ¿qué pasa con el uso del agua en tierras secas? ¿Cuáles son los efectos potenciales que conlleva el uso no sustentable del agua en este tipo de tierras? ¿Qué características deben cumplir cada uno de los elementos que conforman el modelo de impacto: destino, exposición y efecto? Kounina et al (2013) relevaron varios métodos que proponen diferentes esquemas de inventario de uso de agua dulce y modelos de caracterización considerando diferentes relaciones de cadena causa-efecto. En ese trabajo se revisó una multitud de métodos e indicadores para el uso de agua dulce potencialmente aplicables en el ACV. Sin embargo, no se encuentran modelos que representen específicamente los mecanismos para uso del agua en tierras secas, en las que generalmente, el dinamismo de actividades económicas se da de manera diferente que en otro tipo de tierras. En tierras secas, definidas como aquellas en que la relación entre Precipitación anual y la Evaporación Potencial es inferior a 0,65, muchas veces el suelo y el agua tienen un carácter multifuncional, es decir, en la misma porción de territorio conviven las actividades agrícolas, residenciales e industriales (Civit 2009). Civit et al (2019), ante el crecimiento desordenado de la urbanización en zonas de frontera, y avanzando sobre tierras cultivadas, propusieron un arreglo de urbanizaciones en las que el agua pudiera adquirir un enfoque circular y el agua gris residencial pudiera convertirse en agua para riego de cultivos aledaños a las urbanizaciones.

Esta situación se evaluó con la metodología propuesta por la Iniciativa de Ciclo de Vida para analizar los impactos por escasez y degradación de agua, la huella de agua (GLAM, 2016; ISO, 2014). Sin embargo, a través de los resultados no se puede apreciar los beneficios que traería aparejado recuperar agua de uso residencial para riego agrícola y los impactos evitados de hacer una extracción exclusiva para riego, en tierras secas (Tabla 1).

Tabla 1. Beneficios potenciales por el cambio en el uso del agua

	Natural	Agrícola	Industrial	Doméstico
Natural	1	+	+	+
Agrícola	-	1	+	+
Industrial	-	-	1	+
Doméstico	-	-	+	1

Es por ello, que se encendió una alarma y en este trabajo se plantea el interrogante sobre si es necesario o no identificar el mecanismo ambiental para desarrollar factores de caracterización (FC) de cambio en el uso del agua. Cambios que pueden ser

directos, o indirectos, tal como ocurre con la categoría uso del suelo. Para el cambio en el uso del agua, se deberá tener en cuenta los cambios en la extracción para satisfacer la demanda de agua, en la calidad del agua respecto de un valor de referencia y una componente temporal que indique el período de tiempo en que se produce el cambio.

La exploración llevada a cabo hasta el momento, demuestra que podría ser útil cuantificar los impactos por cambio en el uso del agua, con carácter circular incluso y tener la posibilidad de cuantificar también los impactos evitados por el cambio en el uso inicial, proponiendo así una nueva variante en la evaluación del uso del agua en el ACV.

Palabras clave: categorías de impacto; uso del agua; cambio en el uso del agua

Referencias

Assessing biodiversity loss due to land use with Life

Bayart J-B, Bulle C, Deschênes L, Margni M, Pfister S, Vince F, Koehler A (2010) A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 15(5):439–453

Berger M and Matthias Finkbeiner Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? *Sustainability* 2010, 2, 919-944; doi:10.3390/su2040919

Boulay A-M, Bouchard C, Bulle C, Deschênes L, Margni M (2011a) Categorizing water for LCA inventory. *Int J Life Cycle Assess* 16(7):639–651

Boulay A-M, Bulle C, Bayart J-B, Deschênes L, Margni M (2011b) Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environ Sci Technol* 45(20):8948–8957

Civit B, Córlica L y Paris M (2019) HUELLA DE AGUA DE ESCASEZ EN PROPUESTA DE MEJORA DE USO Y CONSUMO DE AGUA EN URBANIZACIONES DE BAJA DENSIDAD EDILICIA. VIII Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VII Reunión de la Red Argentina de Huella Hídrica (ENARCIV 2019), 4 al 6 de noviembre, Mendoza, Argentina.

Civit B, Piastrellini R, Curadelli S and Arena AP (2018) The water consumed in the production of grapes for vinification (*Vitis vinifera*). Mapping the blue and green water footprint. Online first el 5 de noviembre de 2017: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.037> . Print version: *Ecological Indicators* 85 (2018) 236–243 1470-160X/Elsevier Ltd

Civit B, Piastrellini R, Curadelli S, Cavagnaro M, Arena A y Henderson G (2019) ¿PUEDE LA HUELLA DE AGUA SER UNA HERRAMIENTA DE PLANIFICACIÓN Y ZONIFICACIÓN AGRÍCOLA EN TIERRAS SECAS? EL CASO DE LA VITICULTURA EN ARGENTINA. VIII Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VII Reunión de la Red Argentina de Huella Hídrica (ENARCIV 2019), 4 al 6 de noviembre, Mendoza, Argentina.

Civit, B (2018) El agua como eje central en el desarrollo de los territorios de interfaz. Segundo Foro Regional sobre Territorios de Interfaz, 3 de noviembre de 2016, FCA Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza publicado en Silva Colomer J, Dalmaso C y Vitale J (2018) Foro Regional-Los desafíos de la gestión territorial rural, 1° Ed, INTA Ediciones, ISBN 978-987-521-920-5 <https://inta.gob.ar/documentos/foro-regional-los-desafios-de-la-gestion-territorial-rural>

Civit, B; Núñez, M; Arena, AP; Muñoz, P; Rieradevall, J and Antón, A (2013) Assessing Desertification Risk Impact in LCA Part II: agricultural case study in Spain and Argentina *Int J Life Cycle Assess* DOI 10.1007/s11367-013-0582-4– Volume 18, Issue 7, pp 1302-1315 SPRINGER HEIDELBERG

Cycle Assessment: are we there yet?

Da Souza M D, Teixeira R and Ostermann O (2015) Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global Change Biology* (2015) 21, 32–47, doi: 10.1111/gcb.1270

- De Rosa, M (2017) Land Use and Land-use Changes in Life Cycle Assessment: Green Modelling or Black Boxing? *Ecological Economics* Volume 144, February 2018, Pages 73-81 - <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.017>
- Frischknecht R, Steiner R, Braunschweig A, Egli N, Hildesheimer G (2006) Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland
- Jolliet, O y colaboradores (2014) Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: findings of the scoping phase. *Int J Life Cycle Assess* (2014) 19:962–967 DOI 10.1007/s11367-014-0703-8
- Koehler A (2008) Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. *Int J Life Cycle Assess* 13(6):451–455
- Koellner T, de Baan L, Beck T, Miguel Brandao, Barbara Civit, Mark Goedkoop, Manuele Margni, Llorenç Milà i Canals, Ruedi Müller-Wenk, Bo Weidema and Bastian Wittstock (2013) UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA *Int J Life Cycle Assess* (2013) 18:1188-1202. SPRINGER HEIDELBERG
- Koellner T, de Baan L, Beck T, Miguel Brandao, Barbara Civit, Mark Goedkoop, Manuele Margni, Llorenç Milà i Canals, Rosie Saad, Danielle Maia de Souza and Ruedi Müller-Wenk (2013) Principles for life cycle inventories of land use on a global scale, *Int J Life Cycle Assess* (2013) 18:1203-1215, SPRINGER HEIDELBERG
- Kounina, A., Margni, M., Bayart, J. et al. (2013) Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 18, 707–721 (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0519-3>
- Milà i Canals L, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Antón A, Clift R (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: part I—inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *Int J Life Cycle Assess* 14(1):28–42
- Núñez, M; Civit, B; Muñoz, P; Arena, AP; Rieradevall, J and Antón, A (2010) Assessing Desertification Risk Impact in LCA Part I: Methodological Aspects. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2010)15:67–78 ISSN 0948-3349. Disponible On-line <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s11367-009-0126-0>
- Pfister S, Bayer P, Koehler A, Hellweg S (2011) Environmental impacts of water use in global crop production: hotspots and trade-offs with land use. *Environ Sci Technol* 45(13):5761–5768
- Pfister S, Koehler A, Hellweg S (2009) Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43(11):4098–4104
- Ridoutt BG, Pfister S (2010a) Reducing humanity's water footprint. *Environ Sci Technol* 44(16):6019–6021
- Ridoutt BG, Pfister S (2010b) A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Glob Environ Chang* 20(1):113–120

Productividad del agua en establecimientos lecheros de la Argentina bajo diferentes sistemas de alimentación

Verónica CHARLÓN^{1*}
María Paz TIERI^{1,2}

¹ INTA EEA Rafaela (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2300, 3492440125) *
charlon.veronica@inta.gob.ar

² UTN FRRA (Universidad tecnológica Nacional Facultad Regional Rafaela, 2300, 3492432702)

Resumen

Existe una continua demanda de agua tanto para la vida humana como para producir alimentos. El uso del agua a lo largo de las cadenas de suministro despierta la atención de todos los actores involucrados en cada eslabón, desde el productor hasta los consumidores. En una amplia gama de productos agropecuarios ha aumentado la conciencia para la preservación del agua dulce (Ridoutt et al., 2009), y en ganadería de carne y leche hay muchas oportunidades para mejorar la productividad del agua (FAO, 2019). Estimar los consumos de agua de cada proceso es fundamental para reducir y eficientizar su uso. Si bien en los últimos años se ha avanzado incorporado tecnologías de procesos, es necesario ampliar los conocimientos en cuanto a la eficiencia de uso del agua en la lechería (Charlon y Tieri, 2019). El objetivo del presente estudio fue estudiar e identificar diferencias en el uso de agua durante el proceso de obtención de leche en los sistemas de producción de leche de la Argentina. Se analizó información obtenida a través de encuestas realizadas en 110 establecimientos lecheros ubicados en la región pampeana durante el ciclo productivo 2014-2015 (Gastaldi et al, 2016). Los predios se agruparon según la ración ofrecida a las vacas en ordeño (VO), en tres tipos: Dieta 1 (D1) que consistió en pastura con alimentos entregados por separado, en Dieta 2 (D2) suministraban pastura con ración parcialmente mezclada y en Dieta 3 (D3) los que tenían una ración totalmente mezclada. Se recopilaban los indicadores productivos y se estimaron los consumos de agua de bebida de las VO y en el proceso de ordeño (rutina de ordeño, lavado equipamiento de ordeño e instalaciones). Se determinó la productividad directa del agua, y se expresó en litros de agua por kg leche corregida por grasa y proteína (l agua/kg LC). En la Tabla 1 se muestran los indicadores productivos y de uso de agua de los tambos analizados. Los datos obtenidos de cada grupo se analizaron mediante análisis de varianza con Infostat®. En caso de diferencias significativas, las medias se compararon mediante la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Tabla 1. Principales indicadores productivos e indicadores de uso de agua de los predios lecheros analizados, según dieta ofrecida (media, (mínimo; máximo)).

Parámetros	Predios Lecheros de la región pampeana (110)		
	Dieta 1	Dieta 2	Dieta 3
Tipo de ración suministrada*			
N° predios	32	66	12
Carga vaca adulta (cab/ha)	1,4 (0,7; 2,7)	1,4 (0,6; 3,3)	1,8 (1; 2,5)
Nº Vaca Ordeño (VO)	135 (25; 556)	134 (28; 250)	273 (111; 550)
Litros Leche corregida (kgLC/día)	2104 (220; 9132)	2461 (401; 13369)	5740 (1821; 15587)
Litros Leche por VO (kgLC/VO.día)	14 (6; 29)	17,5 (5; 27)	19,8 (16; 23)
Producción Leche (mil l/año)	899,6 (153; 3168) ^{a**}	966 (178; 4895) ^a	2284 (794; 5504) ^b
Consumo de materia seca (kg/día)	17,5 (14,4; 23)	19 (14; 22)	20 (16; 23)
Consumo agua (bebida VO y sector ordeño) L AGUA/día	12791 (2807;44936) ^a	13833 (3806;62074) ^a	27591 (10925;60342) ^a
Litros AGUA (bebida) /VO	66 (30; 95) ^a	70 (35; 89) ^a	78 (67; 86) ^a
Litros AGUA (ordeño) /VO	33 (5; 97) ^a	36 (15; 77) ^a	21 (15; 38) ^b
Litros AGUA/ Kg Leche	8,2 (4; 17) ^a	6,6 (9; 29) ^{ab}	5,1 (4; 8) ^b

* Dieta 1: pastura con alimentos entregados por separado; Dieta 2: pastura con ración parcialmente mezclada y Dieta 3: ración totalmente mezclada ** letras diferentes en sentido horizontal representa diferencias significativas.

La productividad del agua promedio en el estudio fue de 6,93 l agua/kg LC (mínimo:3,8; máximo:17,35), lo que muestra una amplia variabilidad entre los sistemas evaluados. Los establecimientos cuya ración estaba representada con la D3, fueron los que tenían una mejor producción individual de leche (PL), mayor carga y el mayor consumo de materia seca (CMS). Si bien los consumos de agua de bebida no difirieron entre tambos, cuando se evaluó el uso del agua en el sector ordeño se encontraron diferencias significativas en D3 vs D1 y D2. Se encontró una alta correlación ($r=0,78$; $0,66$; $0,63$) entre el CMS y la PL para D1, D2 y D3 respectivamente. Cuando se analizó la productividad del agua (l agua/l leche), se encontró una relación inversa con el CMS, hallándose valores de $r= -0,93$; $-0,92$ y $-0,95$ para D1, D2 y D3 respectivamente. Si se considera el enfoque de Análisis de Ciclo de Vida, una forma eficiente de disminuir el consumo de agua por kilogramo de leche producida es mejorar la productividad de la vaca en producción, esto fue evidente en los tambos con D3. A partir de los resultados obtenidos se observa como la productividad en los tambos tiene un impacto positivo en la reducción del consumo de agua y por lo tanto impactará en el valor de huella hídrica de la leche. Es posible detectar prácticas de manejo que impactan en la productividad del tambos y en consecuencia al uso de agua, a partir de ellas se pueden proponer mejoras para un uso eficiente y racional del recurso.

Referencias

Charlon, V. y Tieri, M.P. (2019). Produção animal e recursos hídricos : tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos Chapter: Water Use in Milk Production in Argentina. Embrapa.

FAO. 2019. Water use in livestock production systems and supply chains. Guidelines for assessment (V1). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome.

Gastaldi L., Engler P., Litwin G., Centeno A., Maekawa M. y Cuatrin A. (2016). Lechería Pampeana. Ed.INTA.

Ridoutt, B., G., Eady, S.J., Sellahewa, J., Simons, L., Bektash, R. (2009). J Cleaner Production, 17, 13, 1228-1235.

Palabras clave: Productividad del agua, uso del agua, leche, sistemas de alimentación

Economía circular y ecoeficiencia

Evaluación ambiental de estrategias de economía circular aplicadas a la industria cítrica (Tucumán)

Lucas M. MACHIN FERRERO
Jonathan WHEELER
Fernando D. MELE*

Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología, UNT, (T4002BLR), San Miguel de Tucumán, Tucumán, 0381-4364093, fmele@herrera.unt.edu.ar

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), CCT NOA Sur, Crisóstomo Álvarez 722, (T4000CHP) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina, 0381-4312745.

Resumen

La industria cítrica en la Argentina debe su importancia a su participación en mercados internacionales donde el país se posiciona como el principal productor de productos derivados del limón. Actualmente, se exporta limón como fruta fresca y además productos industrializados: aceite esencial, jugo concentrado y cáscara seca. En este esquema, la cáscara del limón se lava, deshidrata y exporta para la producción de pectinas. Este proceso implica un elevado consumo de gas natural y agua de lavado para la producción de un producto con un valor en el mercado relativamente bajo y voluble.

En los últimos años se publicaron estudios de factibilidad técnica de nuevas vías de proceso a partir de los residuos del limón (cáscara, membranas y semillas) con el fin de producir bioenergía, biocombustibles y bioproductos, lo que ha suscitado un gran interés de esta agroindustria por evaluar ambientalmente estas nuevas posibilidades.

El presente trabajo tiene como principal objetivo la comparación ambiental del esquema productivo actual con diferentes escenarios de una potencial biorrefinería de limón: A) *caso base*, coproducción de cáscara deshidratada; B) *biorrefinería*, coproducción de etanol, limoneno y biogás. De la alternativa B se desprenden tres escenarios con diferente grado de circularidad según el destino del biogás producido: B1) reciclado total del biogás generado para reemplazar parte del gas natural que requiere el proceso; B2) producción de electricidad (cogeneración) a partir de parte del biogás generado para reemplazar el consumo de energía eléctrica del proceso (y recirculación del biogás sobrante); B3) producción de electricidad (cogeneración) a partir del total de biogás producido, exportando el exceso a la red.

La evaluación ambiental se realiza utilizando el Análisis de Ciclo de Vida mediante un enfoque "de la cuna a la puerta de la fábrica". El sistema global (Figura 1) abarca la producción primaria de limón, el transporte de los limones a la planta procesadora y su industrialización. Se cuantifican nueve impactos usando factores de caracterización de punto medio del *Int. Reference Life Cycle Data System* (ILCD). Se plantean y

discuten la asignación másica y económica de los productos a la salida del sistema. Asimismo, se obtienen los perfiles ambientales de los productos en cada caso.

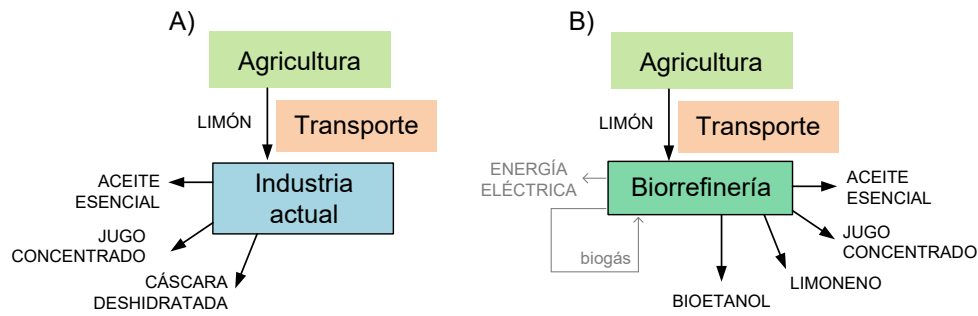


Figura 1. Sistema y subsistemas bajo estudio. A) Esquema productivo actual. B) Biorrefinería de limón (con tres variantes según el uso del biogás)

En el perfil ambiental de los productos sobresale el alto impacto de los agroquímicos utilizados en el campo (compuestos nitrogenados y cuprosos) y de los combustibles fósiles de la etapa industrial (gas natural y diésel). Por otro lado, la comparación de los escenarios con el caso base (Figura 2) no permite elegir una "mejor vía" teniendo en cuenta todas las categorías de impacto analizadas.

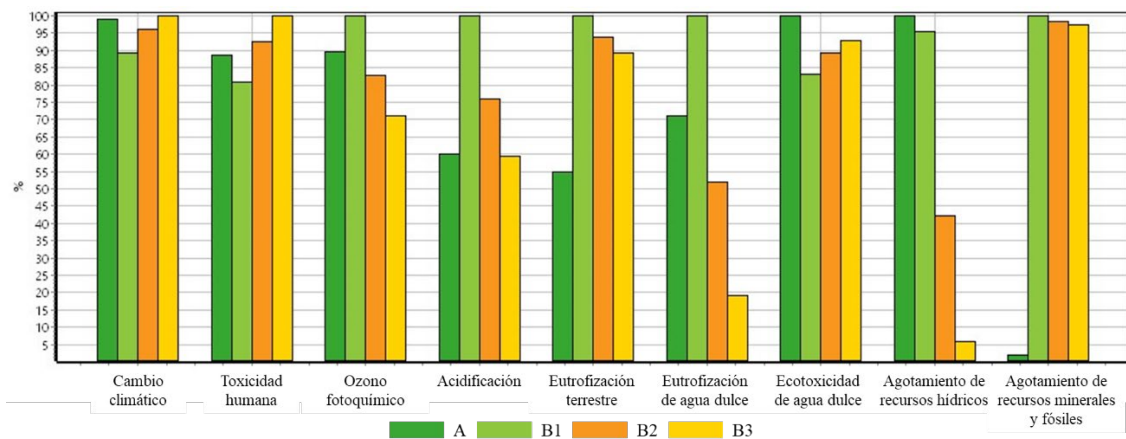


Figura 2. Perfil ambiental del aceite esencial (asignación económica). Comparación de las categorías de impacto entre los cuatro escenarios analizados, se muestra 100% al escenario con mayor impacto.

Es apreciable la sensibilidad de los resultados al método de asignación elegido (por masa y económico, en este caso). He aquí la necesidad de una subdivisión de sistemas más profunda para poder evaluar los procesos aguas arriba que inciden en el perfil ambiental de cada producto por separado, evitando la asignación por atributos.

Palabras clave: biorrefinerías, limón, sustentabilidad, Análisis de Ciclo de Vida, biometano.

Economía circular y ecoeficiencia

Modelado del tratamiento de efluentes olivícolas. Una aproximación mediante ANFIS

Dolores ALVAREZ^{1*}
Silvia MENDIETA¹
Verónica GERBALDO¹
Eduardo ZORZOLI²
Mario MODESTI³
Mónica CRIVELLO¹

^{1*} Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ, UTN-CONICET) Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016ZAA, Córdoba, Argentina. +54-0351- 4690585_

dalvarez@frc.utn.edu.ar

² Grupo de Investigación en Modelos y Sistemas de Apoyo a la Decisión para la Eficiencia de las Organizaciones (GIMSE), Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016, Córdoba, Argentina.

³ Laboratorio de Sensores e Instrumentación, Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016, Córdoba, Argentina.

Resumen

El manejo de residuos se ha convertido en un tema de significativa importancia, lo que se traduce a un aumento de la complejidad de los tratamientos y la búsqueda de soluciones que aporten mejoras, tomando en cuenta factores como el ambiental. En la elaboración de aceitunas verdes, los frutos se ponen en contacto con una solución de hidróxido de sodio y son posteriormente lavadas, generando grandes volúmenes de efluentes como residuos del proceso. Para la remoción de los polifenoles presentes en el efluente se utilizan procesos de oxidación avanzada (PAOs) que emplean óxidos mixtos provenientes de los hidróxidos dobles laminares, como catalizadores. Por otro lado, ANFIS (*Adaptive Neuro-Fuzzy Inference System* - Sistema de inferencias difuso basado en redes adaptativas) es la conjunción de las redes neuronales y la lógica difusa; se considera ideal para la interpretación de sistemas no lineales. Se propone el empleo de ANFIS con el objetivo de predecir la concentración de polifenoles contenidos en efluentes de aceitunas tratados con PAOs, a fin de evaluar la carga ambiental asociadas y su impacto en el medio.

Para el desarrollo del modelo se consideró el efluente de lavado, con dilución de 50 mL de efluente en 500 mL de solución (concentración 10 % v/v), pre-tratado con carbón activado y sometido a reacción de degradación con ferritas con Co como catalizador, en concentración de 1 g/L. El proceso de degradación constó de un período de adsorción de 1 hora y luego la foto reacción de 6. Para el desarrollo de la arquitectura ANFIS se consideró la matriz de datos compuesta por el porcentaje de los azúcares reductores y el pH del efluente. Como salida, se consideró la concentración de fenoles (mg/L) al final del tratamiento. La capacidad de generalización de la red fue

validada con datos análogos, obtenidos del tratamiento del efluente de dilución 20 % v/v. El entrenamiento se llevó a cabo mediante sucesivas iteraciones. En la Figura 1 se observa la estructura de la red desarrollada. Ésta posee 6 neuronas de entrada, con función de membresía campana generalizada y 9 de salida.

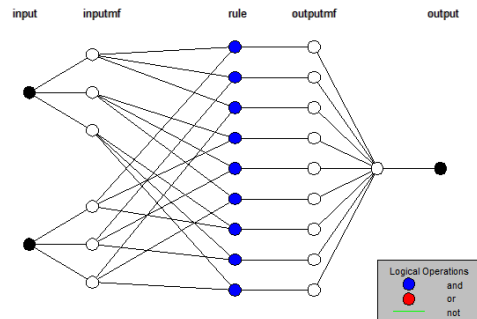


Figura 1. Estructura general de la arquitectura ANFIS

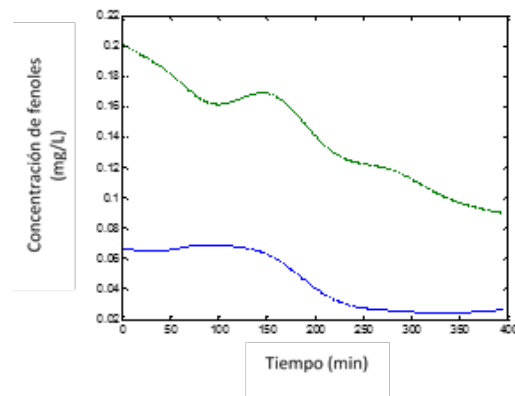


Figura 2. Aproximación al validar la red. En verde: salidas del entrenamiento. En azul: de la validación.

La red ANFIS creada demostró capacidad para explicar la solo la tendencia en cuanto a la variabilidad en la reducción de la concentración de fenoles, aunque no logró reproducirla para la concentración del efluente con la que se validó. Se propone relacionar variables distintas a las tomadas, a los fines de determinar la existencia de correlación entre ellas. También se prevé el ensayo de otros algoritmos matemáticos, de manera de obtener un modelo con mayor capacidad de representación.

Referencias

Chammem N, Kachouri M, Mejri M, Peres C, Boudabous A, Hamdi M. (2005). Bioresource Tech, 96,1311.

Smar L, Moore E. (1992) Solid State Chemistry, An Introduction. Champan Hall, Inglaterra.

Arkipov M, Krueger E, Kurtener D. (2008) Lecture Notes in Computer Science, 5072,491.

Adelkhani A, Beheshti B, Minaei S, Javadikia P, Ghasemi M. (2013). Measurement, 46,3573.

Palabras clave: Modelo, ANFIS, efluente, aceitunas verdes, tratamiento

Degradación de colorantes textiles: una alternativa para el reuso del agua en el proceso de teñido

Micaela BELMONTE
Ariel GOLUBICKAS
Guido DI FRAIA
Hernán ALFONSO
Bettina MARCHISIO
Analia RUSSO
Pablo SANCHEZ
Fernando REINA
Martín MEICHTRY
Graciela DE SETA*

Dpto. Ciencias Básicas, UDB-Química; Centro de Tecnologías Químicas; Dpto. Ingeniería Química
Universidad Tecnológica Nacional- Regional Buenos Aires – Mozart 2300, C1407 CABA - 011 4867-7500
egdeseta@frba.utn.edu.ar

La industria y la energía juntas representan el 20% de la demanda mundial de agua, pero su impacto en los recursos hídricos incluye el vertido de efluentes sin tratamiento adecuado, que representa más del 80% de las aguas residuales de países en desarrollo. En particular, la industria textil es una de las mayores usuarias de agua, generando entre 100 y 170 L de efluentes por cada kilogramo de tejido producido, siendo los colorantes los contaminantes principales presentes en estos por su elevada toxicidad y lenta biodegradación. Existen casos testigos de economía circular de administración del agua en la industria textil, que han reducido drásticamente el consumo de este recurso empleando tratamientos que permitan obtener un agua libre de color (es decir, logren la remoción completa del colorante), con DQO $\leq 50 \text{ mg L}^{-1}$ y con una concentración máxima de hierro en solución ($[\text{Fe}]_T \leq 0,1 \text{ mg L}^{-1}$), entre otros requisitos.

El tratamiento más económico para remover DQO son los procesos biológicos, pero son poco eficientes para tratar colorantes. Los Procesos Avanzados (PAs) son tecnologías novedosas capaces de mineralizar todo tipo de contaminantes orgánicos, pero su costo puede volverlos prohibitivos para tratar grandes volúmenes. Reportes de literatura indican que el tratamiento de colorantes por PAs suele aumentar la biodegradabilidad del efluente, por lo que la combinación de un PA seguido de un tratamiento biológico surge como una opción económica para poder reutilizar el agua en la industria textil.

Como primer paso para el tratamiento de un efluente textil que permita el reuso de agua en el proceso, se estudiaron en este trabajo dos PAs, la reacción de Fenton (Fe^{2+} y H_2O_2) y la electrocoagulación con ánodo de hierro y adición de H_2O_2 (EC-Fenton), para la degradación de dos colorantes biorrefractarios, el azul de metileno (AM) y el negro de Synozol (NS). Los experimentos se realizaron en una celda de 250 mL con

electrodos de hierro SAE 1010 de 19,5 cm² y 9 cm de separación. Las condiciones experimentales se indican en la Figura 1 y en el texto.

Los experimentos realizados a pH 3 muestran que EC-Fenton es más eficiente que Fenton para el tratamiento de AM y NS (a igual [Fe]_T). Para EC-Fenton se observó una cinética de pseudo-primer orden, mientras que con Fenton la cinética ajustó a un orden cero. En todos los casos, [Fe]_T ≥ 0,1 mg L⁻¹, pero con una etapa de neutralización y sedimentación podría alcanzarse el límite establecido

A pH 6, *r* para la degradación de AM y NS fue por EC-Fenton es 6 veces menor que a pH 3, con una cinética de orden cero; la degradación de AM y NS por Fenton fue menor a 20%, aún a tiempos de tratamiento mayores a 90 minutos. A pH 6, [Fe]_T ≤ 0,1 mg L⁻¹.

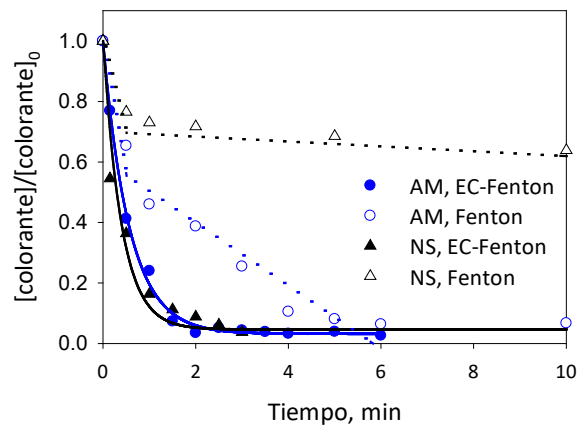


Figura 1: remoción de AM y NS por EC-Fenton o Fenton. [AM]₀ = [NS]₀ = 50 mg L⁻¹, pH 3, κ = 3,5 mS cm⁻¹, [H₂O₂] = 3,5 mM, T = 24 °C; EC-Fenton: I = 0,01 A, V = 2,5 V; Fenton: [Fe(III)] = 37,2 μM.

Los resultados muestran que, para todas las condiciones estudiadas, EC-Fenton es más eficiente que Fenton; a pH 3 el proceso es más rápido, pero requiere de una etapa de neutralización y sedimentación para remover el exceso de [Fe]_T. El acoplamiento de EC-Fenton a un proceso biológico permitiría reducir el valor de DQO a valores inferiores a 50 mg L⁻¹, por lo que el agua tratada, combinada con un cierto % de alimentación fresca, podría reutilizarse como agua de proceso, reduciendo significativamente el consumo neto del recurso hídrico.

Referencias

Snowden-Swan, L.J. (1995), Industrial Pollution Prevention Handbook McGraw-Hill, Inc., New York.

EPA Office of Compliance Sector Notebook, Project: Profile of the Textile Industry. EPA/310-R-97-009. <http://www.cluin.org/download/toolkit/textilsn.pdf>, (1997).

Muff J. (2014). Chemistry of Advanced Environmental Purification Processes of Water, Elsevier.

S. Vajnhandl, J. V. Valh (2014). J. Environ. Manag. 141, 29-35.

M. Zhou, M. A. Oturan, I. Sirés, Electro-Fenton Process. New Trends and Scale-Up. Springer (2018).

N. Voulvoulis (2018). Current Op. Environ. Sci. Health 2, 32–45.

Palabras clave: Colorantes Textiles, Fenton, Electrocoagulación-Fenton, Reuso.

Educación

Red de freatímetros Venado Tuerto

Vilma OLIVIERI ^{1*}
Mónica BRICCA ¹
Samanta DEL SOLDATO ¹
María Soledad GUALDE ¹
María Celeste GUALDE ¹
Rocío RODRIGUEZ ¹
Emiliano BONIFAZI ¹

^{1*} UTN FRVT, Laprida 651, 2600 Venado Tuerto. Teléfono (03462) 425534. Correo: labmedioambiente@frvt.utn.edu.ar

(*) Vilma Olivieri. Correo: vsolivieri@yahoo.com.ar – Teléfono: (03462-15614023)

Resumen

Este trabajo se enmarca en el proyecto Red de Freatímetros Venado Tuerto diseñado con el objetivo de registrar de manera sistemática los fenómenos hídricos de exceso y déficit en la ciudad, luego de repetidas épocas de inundación, que afectaron severamente a la población. Por ello, se consideró importante contar con una red de freatímetros, con la cual se pueda evaluar de manera continua y metódica la variación del nivel de la capa freática, así como también tener registro de los parámetros físico-químicos que hacen a la calidad del recurso agua.

A partir del análisis geológico-geomorfológico de la zona de estudio, se estableció la red de perforaciones para la instalación de los freatímetros. Se priorizaron aquellas áreas topográficamente deprimidas y altas, que sean representativas y permitan entender la dinámica del agua. Para construir la red, se utilizó como base la Carta Topográfica de Venado Tuerto, escala 1:50.000. Las perforaciones se ejecutaron dentro de espacios públicos y privados, a fin de evitar el vandalismo y acceder fácilmente a estas. (Fig. 1 y 2, a y b).

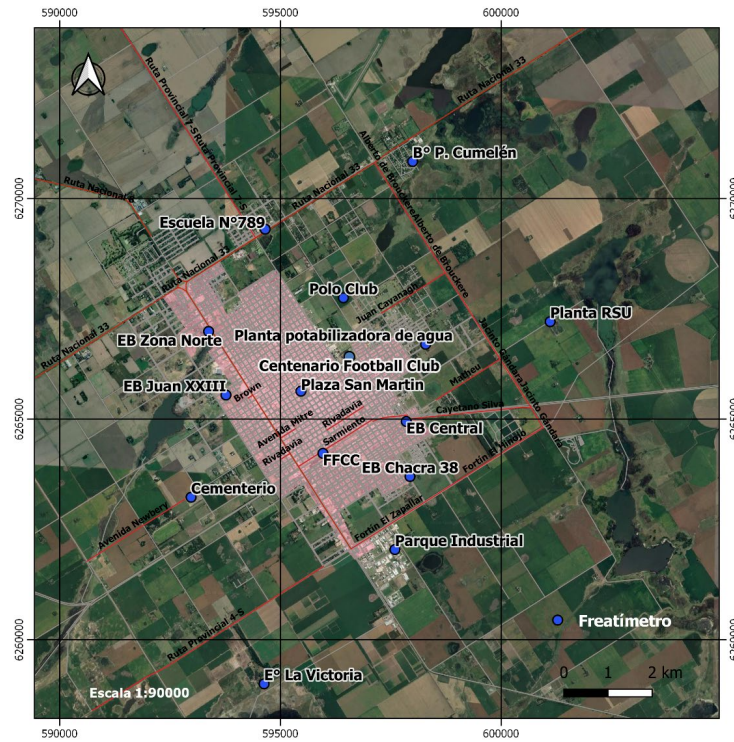


Figura 1: Mapa de distribución de freatímetros en la ciudad de Venado Tuerto.

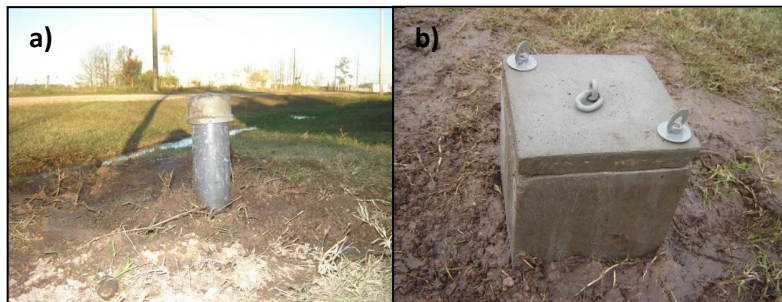


Figura 2: a) Finalización de tareas de entubado del freatímetro con caños de PVC de 4" (profundidad final: 15 m.) b) Cabezal de hormigón para la protección y fácil ubicación del freatímetro. Fotografía en Barrio Parque Cumelén.

Los datos e información extraídos a partir del monitoreo y muestreo de los freatímetros, permiten describir el comportamiento del agua subterránea, y dar alertas tempranas en épocas de lluvias. De este modo, es posible reconocer dónde se producen los anegamientos y disminuir la vulnerabilidad de las personas y sus bienes. El objetivo también es generar mapas de flujo, ya que son las herramientas principales a la hora de planificar territorialmente la ciudad y realizar un manejo integral del agua.

Los resultados preliminares, respecto a la profundidad del nivel freático, muestran un nivel mínimo de 1,43 m y un nivel máximo de 9,49 m para los meses de invierno, mientras que en los meses estivales se registró un nivel mínimo de 0,43 m y un máximo de 8,45 m de profundidad. Los máximos valores de profundidad se observaron en el sector centro de Venado Tuerto, mientras que los valores de nivel freático de menor profundidad se registraron en las zonas norte y sur,

correspondientes a las periferias de la ciudad. Respecto a los análisis de laboratorio realizados sobre las muestras de agua para detectar los niveles de arsénico, se registró un nivel máximo de 300 ppb y un mínimo de 10 ppb; respecto al ion nitrato se detectó un máximo de 250 ppm y un mínimo menor a 25 ppm. Los freáticos están siendo monitoreados y sondeados mensualmente, esperando generar una base de datos lo suficientemente robusta que permita realizar estimaciones representativas a corto y largo plazo.

La instalación de una red de freáticos, también implica contar con registros que permitan conocer los niveles de consumo de agua, tanto domiciliaria como industrial. De esta manera se podrán realizar estimaciones de la huella de agua y así evaluar cómo se puede mejorar como instituciones para lograr un manejo más eficiente de la misma.

Con este trabajo se espera sentar las bases para que otras ciudades con problemáticas similares de inundaciones y contaminación del agua subterránea, puedan replicar el modelo y mejorar la calidad de vida de sus habitantes.

Palabras clave: Freáticos, Agua Subterránea, Inundaciones, Manejo del Recurso.

Referencias

Brunori, J. I., Falistoco, G. F., y Selva, G. (2017). Problemática del anegamiento y ascenso de napa freática en la zona Central del Departamento Marcos Juárez (Provincia de Córdoba).

Liotta, M. A. (2008). Guía práctica para la instalación de freatómetros. EEA San Juan.

Lutri, V., Matteoda, E., y Blarasin, M. (2016). Cuadernos de uso y manejo de aguas subterráneas 20. Cuenca Alta y Media del Arroyo Cabral. Córdoba, Argentina. Aptitudes del uso del acuífero freático. UniRío Editora.

Tujchneider, O., Paris, M., y Perez, M. (2002). Modelo de gestión de los recursos hídricos subterráneos en el centro-oeste de la provincia de Santa Fe (Argentina). Hidrogeología, 2.

Del Agua Virtual a la ISO 14046. Evolución de un curso de Postgrado en Huella Hídrica

Oscar C. DUARTE^{1,2*}
Eduardo L DIAZ²
Nilda M. GARCÍA³

^{1*} Fac. de Ingeniería y Ciencias Hídricas – UNL, Ciudad Universitaria, Santa Fé +54 342 4575233

² Fac. de Ciencias Agropecuarias- UNER, Ruta Prov. 11 Km 10,5. Oro Verde Institución 2 (Denominación, dirección postal, teléfono)

³ Dirección General de Hidráulica de ER, Blvd. Racedo 233 Paraná, +54 343 4207911
oduarte312@gmail.com

Resumen

El Consejo Hídrico Federal de la Rca. Argentina, presentó en el año 2008 en la Tribuna del Agua, Exposición Mundial del Agua (Zaragoza -España) los cálculos del Agua Virtual para la provincia de Entre Ríos- Rca Argentina (país con mayor exportación de Agua Virtual), teniendo la provincia de Entre Ríos el valor de 6, 8 Gm³/año, de Agua Virtual(Duarte O. et al 2008) (Figura 1). En el año 2011, se implementó el curso de Postgrado de Agua Virtual y Huella Hídrica en la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas- Universidad Nacional del Litoral-, que en el año 2012 fue incorporado al Ciclo de Formación específica en la Maestría en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, como herramienta de evaluación y planificación de los recursos hídricos.

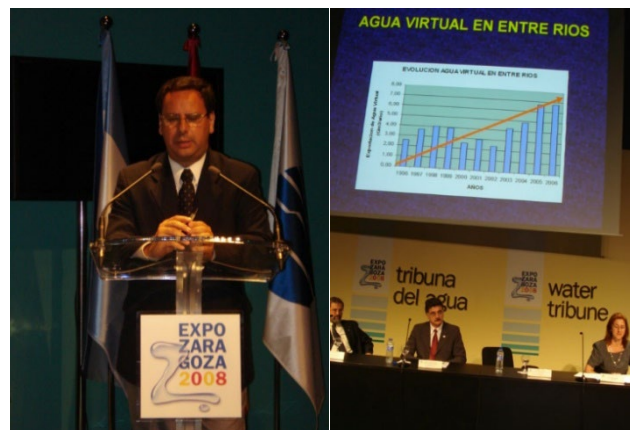


Figura 1. Presentación del Agua Virtual de la Provincia de Entre Ríos Rca. Argentina. Expo Zaragoza 2008

El objetivo del trabajo es la evolución de la temática Agua Virtual - Huella Hídrica – ISO 14046, complementada por los cursos, suministrando herramientas en los ámbitos académicos y de investigación regionales y nacional.

El concepto de Agua Virtual fue acuñado por John A. Allan, en la Conferencia Anual de la Escuela de Estudios Orientales y Africanos de la Universidad de Londres (Allan J.

1993), continuándose en sus trabajos (Allan J. 1997, 1998), e introducidos especialmente en el quehacer hídrico y el sector de mayor demanda a nivel internacional como lo es la Agricultura.

El primer curso, en el año 2011 incorporó el concepto de Agua Virtual y Huella Hídrica (Arjen Y., Hoekstra y P. Q. Hung (2002), desarrollado en la Universidad de Twente, siguiendo la publicación del The Water Footprint Assessment Manual en el año 2009, Ashok K., Chapagain A., Maite M., Aldaya y Mesfin M. Mekonnen (Water Footprint Network).

El objetivo era capacitar con un indicador del uso del agua basado en el consumo y extracción, en el sector productivo, con métodos desarrollados en el entorno científico.

Posteriormente, se dictaron: Agua Virtual y Huella Hídrica (2012, 2014), Huella Hídrica, Agua, Energía y Alimentos (2016), Evaluación y Gestión de la Huella Hídrica de la Empresa (2018), continuando este año 2020. Los profesionales capacitados superan los 80, entre ellos: Ingenieros (Ambientales, Recursos Hídricos, Agrónomos, Civiles), Arquitectos, Abogados, Licenciados, Empresarios y Autoridades Regionales y Nacionales.

La evolución de la temática fue la siguiente: años 2011, 2012 y 2014, curso "El Agua Virtual" – Conceptos Básicos –Implicancias del Comercio Internacional – El flujo del agua Virtual, y herramientas prácticas de cuantificación del consumo que afecta al uso del agua y a la Gestión de los Recursos Hídricos, brindando a los países, regiones o cuencas, la posibilidad de reducir la presión sobre sus recursos hídricos.

En el año 2016 se dictó: "Huella Hídrica, Agua, Energía y Alimentos, introduciendo el concepto de NEXUS, presentando el método de contabilidad integrado, mediante la implementación de la lógica MuSIASEM (Multi-Scale Integrated Analysis of Societal and Ecosystem Metabolism) que caracteriza en forma simultánea la energía, los alimentos, los flujos de agua y sus interrelaciones para un sistema complejo, que interactúa con su entorno.

En el año 2018 se dictó: "Evaluación y Gestión de la Huella Hídrica de la Empresa", introduciendo el concepto del volumen total de agua dulce, utilizada directamente (Huella Hídrica operacional) o indirectamente (Huella Hídrica de la cadena de suministros) para la consecución de los fines de una empresa.

Resultados obtenidos: -Tesis de Maestría (Turismo, Cadena Avícola, producción de Café), - Trabajos a congresos y reuniones nacionales e internacionales.

Referencias

Duarte O, y M. Garcia (2008) Presentacion en Expozaragoza 2008.

Allan, J.A. (1993). 'Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible' In: ODA, Priorities for water resources allocation and management, ODA, London, pp. 13-26.

Allan, J.A. (1997) 'Virtual water: A long term solution for water short Middle Eastern economies?' Paper presented at the 1997 British Association Festival of Science, University of Leeds, 9 September 1997.

Allan, J.A. (1998) 'Watersheds and problemsheds: Explaining the absence of armed conflict over water in the Middle East' Middle East Review of International Affairs.

Hoekstra, A.Y. and Hung, P.Q. (2002) 'Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade', Value of Water Research Report Series No.11, IHE, Delft, the Netherlands.

Palabras clave: Agua Virtual, Huella Hídrica, Enseñanza Universitaria, Postgrado.

Análisis de oferta educativa de grado y posgrado en análisis de ciclo de vida y huellas ambientales en Argentina

Schein, Leila^{1*}

Pastorutti, Oscar ¹

Ponti, Marcelo¹

Jiménez, Sofía¹

Montechiari Herman, Sol¹

Pamparato, María Laura¹

¹ Universidad Nacional de Luján, Depto. de Ciencias Básicas

*leila.schein@gmail.com

Resumen

A partir de la experiencia desarrollada en 2019, sobre el análisis de la oferta académica de ACV en nuestro país, se actualizó y amplió la búsqueda abordando también la formación de posgrado, en todo curso en el que podrían ofrecerse contenidos ligados a la temática, en carreras ambientales y otras vinculadas.

Se actualizó el rastrillaje de carreras de grado en más de 40 instituciones públicas y privadas, y se amplió para incluir carreras de posgrado, buscando en incumbencias, contenidos mínimos, oferta de materias y programas aquellos contenidos vinculados a análisis de ciclo de vida, huellas ambientales y de sustentabilidad, de la misma forma se indagó su planteo y relevancia.

Retomando la dificultad identificada debido a la información escasa, o de difícil ubicación, referida a los detalles de la oferta académica en los sitios oficiales de las universidades, se observa que en el nivel de posgrado esta dificultad es menor, esto podría deberse a que la competencia directa entre las carreras por el contenido ofertado.

A partir de ello, se analiza una posible brecha entre los faltantes de la oferta y la creciente demanda de habilidades y conocimientos para el desarrollo y reporte de información ambiental de productos y procesos (principalmente huellas ambientales y en algunos casos, aún más incipientes, análisis de ciclo de vida).

En función de la inminente constitución formal de la RACV, se insiste en la importancia estratégica de crear una comisión de Educación para vincular y articular la oferta académica presente, y sobre todo fomentar el desarrollo de la futura oferta, para

contribuir al fortalecimiento de capacidades en análisis de ciclo de vida y herramientas vinculadas, no sólo en las carreras específicamente ambientales sino también otras formaciones técnicas.

Referencias:

Della Torre, Virginia; Garimaldi, Lucia; Palioff, Claudia. "Análisis de Ciclo de Vida: Hacia un abordaje institucional" INTA.

"DEMANDA DE CAPACIDADES 2020" Análisis de la demanda de capacidades laborales en la Argentina. INET. 2016

Tavela, Danya y Catino Magalí "Áreas de vacancia, vinculación, pertinencia y planificación del sistema universitario: una herramienta para abordar la expansión de la educación superior en territorio" 1a ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Ministerio de Educación de la Nación, 2018.

Torrejón Marina, Victor. "Review of engineering education for design and construction of sustainable buildings in Europe and what Argentina can learn". UNEP-DTU. (2020)

Zelaya, M.; García, L.; Di Marco, M. (2016). Los posgrados en Argentina: escenario actual y desafíos. IX Jornadas de Sociología de la UNLP, 5 al 7 de diciembre de 2016, Ensenada, Argentina.

<http://estadisticasuniversitarias.me.gov.ar>

Palabras Clave: ACV, huella ambiental, educación superior

Otros

Estudio preliminar de la huella de carbono del sistema productivo arrocero en la provincia de Corrientes

Susana Maciel^{1*}
Daniel Rodríguez²
José Colazo³

^{1*}Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria. Balcarce
Ruta 226 km 73,5. C.C 276. C.P 7620. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. maciel.susana@inta.gob.ar
+54-379-154268847

²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria. Corrientes. Ruta 12
km 1008. C.P 3400.

³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Estación Experimental Agropecuaria. Concepción del
Uruguay. Entre Ríos.

Resumen

Con aproximadamente 197.000 hectáreas sembradas, la producción de arroz forma parte de la economía regional del litoral argentino, lo que permite obtener 1,1 millones de toneladas anuales (según datos de la Asociación Correntina de Plantadores de Arroz –ACPA– y la Bolsa de cereales de Entre Ríos, campaña 2016/17). La producción de este cereal se concentra en las provincias de Chaco, Corrientes, Entre Ríos, Formosa, Misiones y Santa Fe; siendo Corrientes el principal productor con aproximadamente el 50 % de la superficie sembrada, seguido de Entre Ríos con el 32 %, Santa Fe con el 13 % y el resto se distribuye entre las demás provincias productoras (ACPA, 2015).

La economía de la provincia de Corrientes se sustenta principalmente en el desarrollo agropecuario, donde el cultivo de arroz representa cerca del 30 % del valor bruto de la producción agrícola. Una parte de la producción se destina a cubrir la demanda del mercado interno, ya que se trata del tipo comercial preferido por el consumidor nacional, y alrededor del 65-70 % se exporta, generando un importante efecto multiplicador y uso de mano de obra.

La variedad Fortuna-INTA se caracteriza por granos más largos y anchos que otras. Se cultiva mayoritariamente en la zona centro-sur de Corrientes y norte de Santa Fe y de Entre Ríos. Su producción es adecuada para pequeñas superficies donde puede manejarse como un "speciality". Es apreciado por su sabor y tamaño, que se adapta a los gustos culinarios locales.

En Corrientes, el arroz es cultivado bajo una lámina de agua de unos 5 a 10 cm en forma permanente, durante un período aproximado de 100 días. En estas condiciones las bacterias metanogénicas inician el proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica presente en la interfase agua-suelo, generando metano (CH₄), uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI). La cantidad anual de metano que se emite desde una superficie dedicada al cultivo del arroz depende del tamaño y

duración de los cultivos; el tipo de suelo y la temperatura; las prácticas de manejo del agua y el uso de fertilizantes y otros aditivos orgánicos e inorgánicos (IPCC, 2006).

El factor de emisión de CH₄ del cultivo de arroz se ha cuantificado en Corrientes durante cinco campañas arroceras consecutivas (2006 a 2011), retomándose el estudio en la campaña 2013/2014; encontrándose un valor medio de 1,24 kg CH₄ ha⁻¹ día⁻¹ (Maciel; et al, 2015). Estos son los únicos antecedentes en la provincia de estudios de emisiones del sector arrocerero. El primer paso para reducir sustancialmente las emisiones es la determinación de la huella de carbono del sistema productivo arrocerero. Esta información permitirá ampliar las perspectivas de una adaptación efectiva, eficientizar los recursos, reducir los costos y los desafíos de mitigación a largo plazo, para contribuir al desarrollo sustentable.

Ante la creciente preocupación global por el aumento de las emisiones de GEI y por determinar el aporte individual a las mismas de las diversas actividades productivas, incluyendo al cultivo de arroz, es importante estudiar del impacto producido por el sistema arrocerero. El objetivo de éste trabajo es realizar un relevamiento de todos los recursos/insumos que producen emisiones de GEI al medio ambiente para obtener la huella de carbono del sistema productivo arrocerero.

Actualmente, se está trabajando en un inventario que involucra todos los recursos y procesos utilizados en el sistema de producción que tienen impacto sobre el ambiente, para la obtención de 1 kg de semilla de arroz/hectárea (Figura 1).

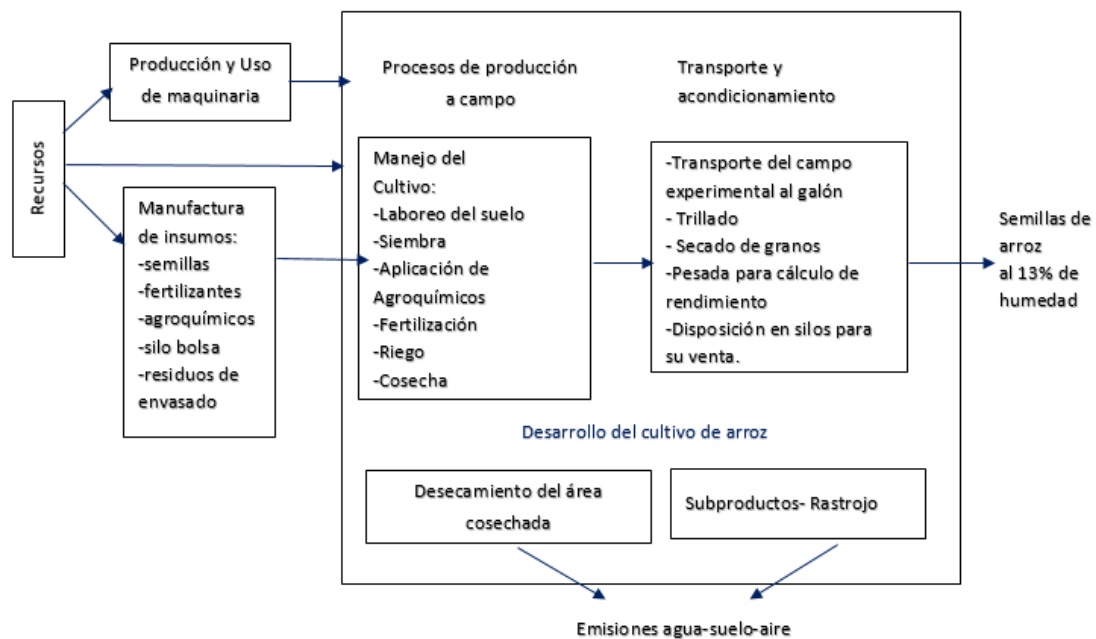


Figura 1: Recursos y procesos involucrados en el sistema productivo arrocerero.

Cuantificar las emisiones de GEI (huella de carbono) que se liberan al ambiente debido a la producción de arroz (*Oryza sativa L.*), variedad Fortuna INTA, es un desafío que nos permitirá prosperar y sustentarse en este tipo de producción. Los resultados de este

relevamiento servirán para planificar acciones de mitigación, a futuro. Los datos serán analizados por medio del software estadístico Sima Pro, esta herramienta estadística permite cuantificar la totalidad de GEI emitidos por efecto directo o indirecto de un individuo, organización, evento o producto (ISO 14064-1) expresados en toneladas de dióxido de carbono (CO₂) equivalentes.

Consideraciones finales

El arroz argentino es conocido en el mundo por su excelente calidad siendo actualmente una marca característica de su producción. Argentina posee un perfil netamente exportador de este cereal siendo estratégico sumar indicadores como los ambientales para lograr un sello de nuestra producción, que nos diferencie y permita competir en mercados de alto valor. Validar y estandarizar metodologías para la detección de la huella de carbono permitirá la selección y elección de genética con altos rendimientos y una menor repercusión en el ambiente.

Referencias

<http://www.bolsacer.org.ar/Fuentes/index.php>. Informe campaña 2016/17.

<https://www.acpaarrozcorrientes.org.ar>. Reporte 2015.

<https://www.iso.org/iso:14064:-1:ed-1:v1>

IPCC. 2006. Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Cap.5.

Maciel, S.N., Herber, L. G.I, Marín, A. R.I, Maiocchi, M. G. ,Posse, G. "Efecto de la fertilización diferencial de nitrógeno sobre las emisiones de metano y el rendimiento de arroz (*Oryza sativa* L.). XII Conferencia de Arroz para América Latina e Caribe. Porto Alegre/RS. 2015.

Palabras clave: producción de arroz, inventario de GEI, huella de carbono, gestión ambiental, eficiencia de recursos.

Trabajos Completos

Trabajos Completos

Análisis Ciclo de Vida

Relación entre los costos operativos de la gestión integral de residuos sólidos y el impacto ambiental en la ciudad de Córdoba, Argentina.

Huella hídrica - Huella de Agua

La matriz insumo-producto ampliada, una herramienta integral para el análisis de la huella hídrica por sectores de la economía. El caso de Córdoba

Economía circular y ecoeficiencia

Una propuesta sustentable para la desalinización de agua

Estudio de la reacción vía catálisis heterogénea de glicerol a carbonato de glicerilo

Desarrollo de un indicador de circularidad e impacto aplicado a una red de intercambio en un parque industrial

Sustentabilidad Industrial

Implementación de un SGEn basado en ISO 50001 en una PYME

Industria olivícola de Córdoba: una propuesta para el tratamiento de efluentes

Evaluación de calidad de fibras textiles de origen animal mediante NIRS, como aporte al desarrollo sostenible de la industria textil

Tratamiento de efluentes de aceitunas, un enfoque desde el modelado neuronal

Otros

El recurso hídrico y su disponibilidad en la provincia del Chaco – Argentina

Análisis Ciclo de Vida

Relación entre los costos operativos de la gestión integral de residuos sólidos y el impacto ambiental en la ciudad de Córdoba, Argentina.

Relationship between the operational costs of the integral management of solid waste and the environmental impact in the city of Córdoba, Argentina.

Sebastián Antonini ^{1*}
Analía Rodríguez ²
Noelia Alasino ³

^{1*} IPQA UNC (Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, X5016GCA, Cel: +5493513270544, sebastian.antonini@unc.edu.ar)

² IPQA UNC (Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, X5016GCA, Cel: +5493425420030)

³ IPQA UNC (Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, X5016GCA, Cel: +5493515909324)

Resumen:

Según la ISWA (INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION) en 2019, una gestión integral de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) eficiente podría contribuir al 18% de la reducción en la generación de gases de efecto invernadero acordada en el Protocolo de Kioto, y a la vez posible a un costo relativamente bajo (ISWA, 2019).

En la actualidad, en la ciudad de Córdoba, Argentina, los RSU se derivan, mayoritariamente, a un enterramiento sanitario que recibe unas 772.000 toneladas/año (Pettigiani & Garrido, 2017).

Este trabajo presenta los resultados de la optimización mejorando indicadores ambientales, en diferentes escenarios de un sistema de gestión de RSU para dicha ciudad; mediante un modelado matemático y pretende generar alternativas de gestión que puedan servir para la toma de decisiones y diseño de políticas públicas.

El sistema de gestión de RSU se plantea como una cadena de suministro inversa a la que se le estimó el impacto ambiental y los costos operativos. El modelo resultó del tipo mixto entero lineal y fue implementado en el utilitario matemático de optimización GAMS (GAMS, 2017).

Según el análisis de los resultados, se observa que la incorporación de plantas de selección y acondicionamiento para el tratamiento del material potencialmente reciclable junto con la generación de energía eléctrica a partir del biogás producido por digestión anaeróbica extra seca logran importantes reducciones del impacto ambiental, pero implican costos significativos para el municipio.

Palabras-clave: GRSU, Optimización, ACV, biogasificación, reciclaje.

1. Introducción

En el presente trabajo se utilizó la superestructura que se muestra en la Figura 1 para modelar un sistema de gestión integral de RSU para la ciudad de Córdoba. En esta superestructura, o cadena de suministro inversa, se parte de una mezcla de materiales que se desagregan en fracciones más simples, para poder disponer y direccionar dichas fracciones a los siguientes nodos de la cadena, de acuerdo a su naturaleza y conveniencia ambiental.

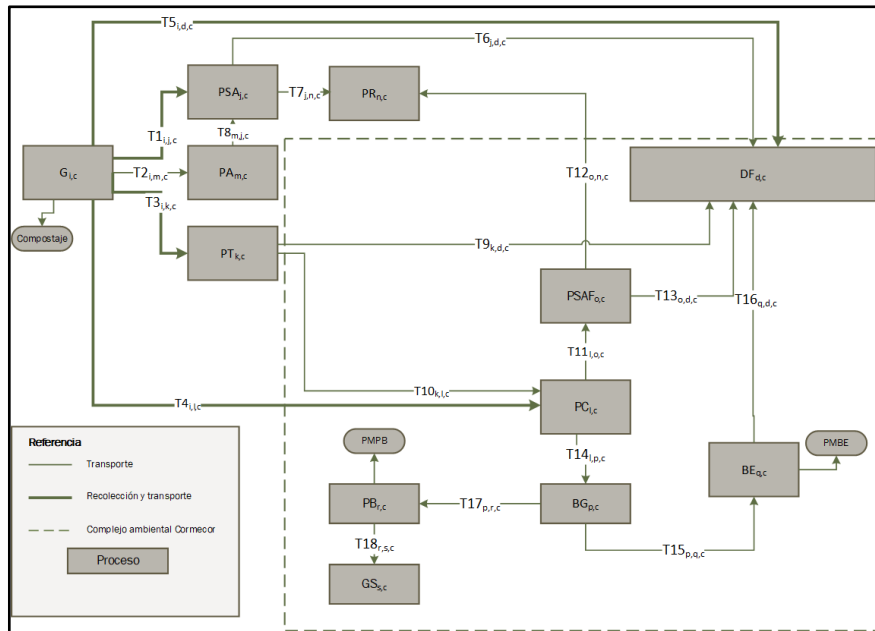


Figura 1: Superestructura para el modelado de la GRSU

La estructura del sistema cuenta con tres áreas de generación G (ubicadas en el centro de gravedad de las zonas centro, norte y sur de la ciudad), 3 plantas de selección y acondicionamiento PSA, 7 plantas de reciclaje PR (de las cuales algunas se encuentran en la provincia de Córdoba mientras otras se encuentran principalmente en la provincia de Buenos Aires), 17 puntos de aporte PA, una planta de transferencia; y el complejo CORMECOR S.A (CORMECOR, 2015), delimitado en la figura por la línea entrecortada en la Figura 1. El proyecto contempla una planta de separación mecánica con un trommel PC, una planta de selección y acondicionamiento de materiales reciclables PSAF y un sitio de disposición final DF. Como propuesta de mejora a este complejo, se contemplan procesos de biogasificación BG, bioestabilización del digestato BES y purificación del biogás PB y cogeneración eléctrica GS.

Se utilizaron las 16 categorías para la clasificación de los diferentes tipos de residuos adaptadas de las normas IRAM 25.523 (Plataforme D´Innovation Technologique

Rhone-Alpes, 2015) : c1, putrescibles; c2, textil sanitario; c3, films; c4, otros incombustibles; c5, papel; c6, vidrio; c7, cartón; c8 otros combustibles, c9, textiles; c10, otros plásticos; c11, PET; c12, metales ferrosos; c13, metales no ferrosos; c14, Telgopor; c15, PEHD; c16, aluminio.

La masa de residuos a considerar para el modelado será la correspondiente a la fracción de los RSU de toda la ciudad/municipios proyectada para el año 2020 de 720.000 tn/ anuales (Pettigiani & Garrido, 2017).

Para el ACV se utilizó el software (*SimaPro*, 2019). Haciendo uso de la metodología ReCiPe (ref) se pudieron obtener, a partir de los inventarios, los indicadores de punto intermedio y punto final (IPF).

Para estimar los costos se utilizaron publicaciones (Tsilemou & Panagiotakopoulos, 2006) y parámetros propios de la ciudad de Córdoba (Municipalidad de Córdoba, 2020).

2. Métodos

El modelo matemático del sistema gestión integral de RSU desarrollado como una cadena de suministros inverso cuenta con las restricciones relativas a los balances de masa de los cuales derivan las estimaciones de los impactos ambientales y los costos operativos o inversión del municipio.

Balances de masa

Las variables que representan los flujos de materiales y los totales procesados en cada nodo, se muestran en la Figura 1.

Impacto ambiental

La evaluación del ciclo de vida ACV representa un método para evaluar la relevancia ambiental de un sistema de gestión de residuos, cuya base es un análisis de flujo de material del sistema en cuestión (Wittmaier et al., 2009). La metodología del ACV, según ISO 14040-44 puede dividirse en cuatro fases, la de definición de objetivos y alcance, la de análisis del inventario, la de evaluación del impacto y, por último, la de interpretación.

El software IWM-2 se utilizó para el cálculo del inventario del enterramiento de putrescibles y textiles, y los indicadores debieron calcularse de forma manual a través de los factores de conversión de la metodología ReCiPe.

Los impactos ambientales considerados corresponden a la recolección, compostaje, tratamientos, transportes, reutilización y disposición del material a tratar; o sea que se considera que todas las instalaciones y transportes a utilizar ya existen, es decir no se considera en el ACV el impacto de construcción, mantenimiento, reutilización o disposición final de equipos, camiones y plantas de tratamiento.

Se define como alcance el servicio de recolección, transporte, tratamiento y disposición final de la masa de RSU generada en un año.

Impactos por procesamiento

Asociado al nodo G se encuentra el compostaje domiciliario como la única actividad considerada con impacto ambiental. El impacto ambiental asociado a los nodos PSA se basa en el consumo energético de los equipos necesarios: rompedor de bolsas, cinta transportadora, compactadora y moledora de vidrio. En el nodo PT el impacto ambiental corresponde al uso de una compactadora para el desarrollo de las actividades. En los nodos PR el proceso de reciclaje de cada categoría se representa como una sola actividad que incluye el ahorro de producción del material con recursos provenientes de la naturaleza. Los procesos de reciclaje de cada categoría y su impacto asociado se encuentran predefinidos en el software utilizado (PRé Consultans, 2018). En el complejo CORMECOR el impacto ambiental asociado al nodo se basa en el consumo energético de los equipos involucrados en cada nodo. En PC se emplea un rompedor de bolsa, un trommel y una cinta transportadora. El nodo PSAF es similar a las PSA.

Impactos por Transportes

A lo largo del sistema se pueden encontrar diversas tecnologías de transportes de materia con sus respectivos impactos ambientales. La primera distinción es el transporte aplicado a los flujos T1i,j,c, T3i,k,c, T4i,l,c, T5i,d,c. El tipo de camión analizado es un vehículo de recogida de residuos y compresión hidráulica, con una capacidad de carga bruta de 7 toneladas (Ecoinvent, 2016).

Para los transportes considerados de largas distancias (T6j,d,c, T7j,n,c, T8m,j,c, T9k,d,c, T10k,l,c, T12o,n,c, T13o,d,c y T16q,d,c) se establece el uso de un camión genérico, el cual posee una capacidad de carga bruta de 16 toneladas (Ecoinvent, 2016).

Función objetivo

El objetivo es determinar la gestión óptima minimizando el impacto ambiental total, que se calcula como la suma de los impactos ambientales que contempla la

contribución del compostaje, la recolección, el transporte y la operación de cada nodo, expresados en uno de los tres indicadores de Impacto de Punto Final de la metodología ReCiPe, que son (a1): daño a la salud humana, (a2) daño a los ecosistemas y (a3) daño a la disponibilidad de recursos. El modelo se resuelve para el caso de estudio evaluando la situación actual y tres escenarios con distintos niveles de mejoras en cuanto a procesos e infraestructura, minimizando en cada caso uno de los IPF de la metodología ReCiPe: daño a la salud humana, a los ecosistemas o la disponibilidad de recursos.

El objetivo es determinar para cada escenario una solución óptima que reduzca los impactos ambientales, minimizando los indicadores de punto final, seleccionando las tecnologías y los flujos de materiales. Para cada escenario se realiza una estimación de los costos operativos del sistema planteado.

Escenarios

El modelo propuesto se aplicó al caso de estudio de la ciudad de Córdoba en el escenario actual y 3 escenarios con distinto grado de optimización tan cómo se puede observar en la Tabla 1.

	Parámetro	Escenario Actual	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
tacd:	Tasa de adhesión al compostaje domiciliario	0,05	0,2	0,35	0,5
cap c:	Tasa de captura de materiales reciclables	0,03	0,45	0,68	0,9
tapa:	Tasa de adhesión a los puntos de aporte	0,05	0,2	0,35	0,5
CapSM:	Capacidad de la planta de separación mecánica (% de C1 que puede tratar)	0%	33%	67%	100%

Tabla 1. Parámetros de cada escenario. Fuente: Elaboración propia.

3. Resultados y discusiones

El modelo fue implementado en GAMS 24.8.3 y se usó CPLEX como algoritmo de resolución. El modelo requiere 1.466 ecuaciones y 3.648 variables continuas, y el tiempo aproximado de resolución fue de 1 segundo para cada caso de estudio.

En la Tabla 1 que muestra los indicadores de punto final de cada escenario minimizando la función objetivo para a1, se observa una mejora importante entre el escenario actual y el primer escenario de optimización y luego mejoras menores en los distintos escenarios de optimización.

Indicador de Punto Final	Escenario Actual	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
a1: Impacto en la salud humana (DALY)	657	22	-145	-254
a2: Impacto en el ecosistema (especies/año)	1,8	0,4	0,1	-0,1
a3: Uso de recursos naturales (Millones de U\$D 2013)	5	-5	-10	-12

Tabla 2. Indicadores de punto final de cada escenario. Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla 2, que muestra los flujos totales procesados en los diferentes nodos, se observa que el destino principal en el escenario actual es el enterramiento sanitario donde se termina el 98% de los RSU generados, pero esto se va revirtiendo en los distintos escenarios de optimización en los que aumenta el porcentaje de masa destinada a compostaje domiciliario, a reciclaje, a generación de energía eléctrica y a bioestabilización. Esto se evidencia claramente en la Figura 2.

Nodo (Miles de toneladas anuales)	Escenario Actual		Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3	
Compostaje Domiciliario	6	1%	18	4%	32	8%	46	11%
Reciclaje	5	1%	67	16%	107	26%	129	31%
Bioestabilización	-	0%	42	10%	42	10%	37	9%
Generación Eléctrica	-	0%	32	8%	32	8%	27	7%
Enterramiento Sanitario	401	98%	251	61%	196	48%	170	42%

Tabla 3: Flujos destinados a cada nodo según escenario. Fuente: Elaboración propia.

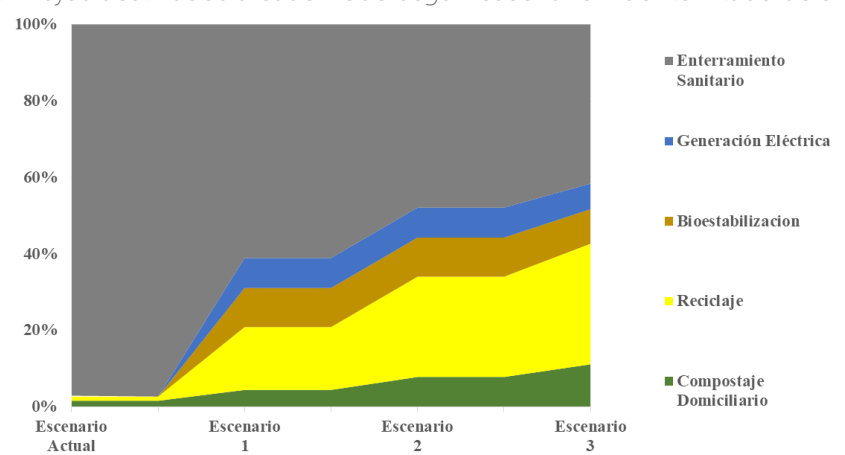


Figura 2: Flujos destinados a cada nodo según escenarios. Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 3 y la Figura 3 se puede ver la evolución de los ingresos, gastos y beneficio neto del escenario actual y de los tres escenarios de optimización. En la Tabla 2 y la Figura 2 se observa el aumento del compostaje domiciliario que si bien reduce el impacto ambiental, disminuye también los ingresos por venta de energía eléctrica; también se puede observar el aumento en el ingreso por ventas de materiales reciclables a medida que aumenta la tasa de captura.

Miles de pesos anuales	Escenario Actual	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Ingresos por venta de materiales	\$ 9.251	\$ 138.770	\$ 209.690	\$ 277.530
Ingresos por venta de energía		\$ 596.360	\$ 346.970	\$ 108.430
Costos de recolección y transporte	-\$ 145.820	-\$ 135.140	-\$ 128.510	-\$ 122.090
Costos de procesamiento en PSA	-\$ 14.000	-\$ 141.350	-\$ 210.890	-\$ 277.380
Costos de procesamiento en Sep. Mec.		-\$ 180	-\$ 105	-\$ 33
Costos de procesamiento en PSAF		-\$ 20.421	-\$ 11.881	-\$ 3.712
Costos de procesamiento en Biodigestión		-\$ 16.890	-\$ 9.830	-\$ 3.072
Costos de proc. en Bioestabilización		-\$ 12.165	-\$ 7.078	-\$ 2.212
Costo de disposición final	-\$ 374.210	-\$ 314.280	-\$ 285.290	-\$ 257.990
Beneficio Total	-\$ 524.779	\$ 94.704	-\$ 96.924	-\$ 280.529

Tabla 4: Ingresos, costos operativos y beneficio neto de cada escenario. Fuente: Elaboración propia

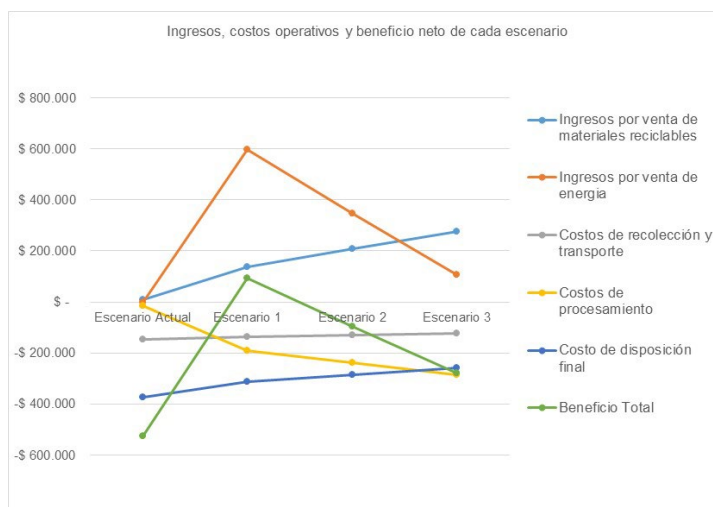


Figura 3: Ingresos, costos operativos y beneficio neto de cada escenario. Fuente: Elaboración propia.

Relacionando los resultados ambientales con los económicos, tal como se puede observar en la Figura 4, observamos que el mejor escenario en términos ambientales es el 3 mientras que el beneficio neto a precios de mercado es mejor en el escenario 1.

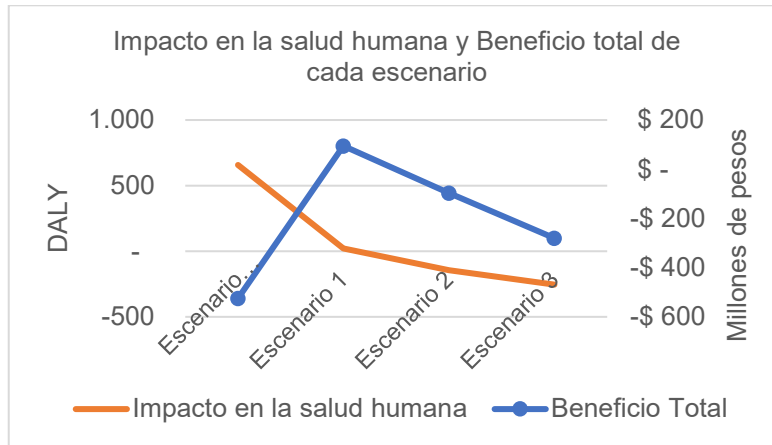


Figura 4: Impacto en la salud humana y Beneficio total de cada escenario.
Fuente: Elaboración propia.

4. Conclusión

La optimización del modelo de GRSU propuesto para la ciudad de Córdoba, demuestra que distintas mejoras en la gestión operativa del sistema, reflejadas en la variación de los flujos de cada categoría a los nodos utilizados, pueden generar significativas disminuciones en el impacto ambiental generado por el sistema. La solución óptima desde el criterio ambiental supone lograr que el 50 % de los hogares, composten sus residuos putrescibles, se recicle un 90% de potencial total y se genere biogás con los putrescibles restantes.

Es importante el rol del compostaje domiciliario, el reciclaje y la biogasificación para la disminución del impacto global.

El trabajo evidencia las relevancias ambientales y económicas de los parámetros del modelo relacionados con comportamiento ciudadano como la tasa de compostaje domiciliario y la tasa de captura de materiales reciclables. Por esto se plantea la necesidad de un abordaje interdisciplinario que articule diferentes disciplinas reconociendo que el objeto de estudio es un sistema complejo.

Como próximos pasos se plantea la construcción de las fronteras de Pareto para diferentes superestructuras y la articulación de la investigación con proyectos tendientes a producir conocimiento etnográfico sobre experiencias de organización

comunitaria para la separación y/o reciclado en origen de residuos sólidos urbanos en la ciudad de Córdoba y su área metropolitana.

5. Referencias

- CORMECOR. (2015). *Estudio de Impacto Ambiental Proyecto Complejo Ambiental de Tratamiento, Valorización y Disposición de los RSU del Área Metropolitana de Córdoba*.
- Ecoinvent. (2016). *ecoQuery - Login*.
- GAMS (24.8.3 r60202 WEX-VS8 x86 32bit/MS Windows). (2017).
- ISWA. (2019). *White Paper Waste Climate Change*. <https://www.iswa.org/>
- Municipalidad de Córdoba. (2020). *Presupuesto Municipalidad de Cordoba 2020*. <https://gobiernoabierto.cordoba.gob.ar>
- Pettigiani, E., & Garrido, G. (2017). *Caracterización global de los residuos recibidos en el enterramiento sanitario de Piedras Blancas*.
- Plataforme D' Innovation Technologique Rhone-Alpes. (2015). *Estudio de caracterización de los Residuos Sólidos Municipales de la ciudad de Córdoba Informe final*.
- PRé Consultans. (2018). *SimaPro® 8.5*. (Release 9.0.0.33). www.pre-sustainability.com
- SimaPro*. (2019). <https://simapro.com/>
- Tsilemou, K., & Panagiotakopoulos, D. (2006). Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management & Research : The Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, 24(4), 310–322. <https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>
- Wittmaier, M., Langer, S., & Sawilla, B. (2009). Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management*, 29(5), 1732–1738. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.004>

Huella hídrica - Huella de Agua

La matriz insumo-producto ampliada, una herramienta integral para el análisis de la huella hídrica por sectores de la economía. El caso de Córdoba

The extended input-output matrix, a comprehensive tool for water footprint assessment by economic sector. The case of Córdoba

Lucas Gabriel Vanoli Faustinelli^{1*},
Julieta Longo¹
Lucía Movsesian¹
Santiago Flachek¹
Eugenia Alaniz¹
María L. Feijóo Bello²
Rosa Duarte Pac²
Cristina Sarasa²

¹ Centro de Investigación Aplicada y Desarrollo en Ciencias del Ambiente (CIADE-CdA), Universidad Blas Pascal. Donato Álvarez 380, Córdoba, Argentina. (0351) 4144444 int. 3420. * lucas.vanoli@gmail.com

² Departamento Análisis Económico. Instituto Agroalimentario de Aragón (IA2). Facultad Economía y Empresa. Universidad de Zaragoza. Gran Vía 2, 50005, Zaragoza, España

Resumen:

En este trabajo se intenta dar respuesta a la escasez de metodologías de análisis regionales e integrales, a través de una herramienta poco utilizada en Latinoamérica: la Matriz Insumo Producto (MIP) (Leontief, 1957). La misma permite generar una visión global de las consecuencias (positivas y negativas) de modificar la demanda final de algún sector de la economía sobre aspectos económicos, sociales y ambientales.

Los modelos input-output se han extendido, fundamentalmente en Europa, para dar cabida a otras variables sociales y/o ambientales (Navarro Gálvez, 2012). La MIP, herramienta de la economía, es ampliada para dar información asociada al empleo, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) y la huella hídrica. En el presente trabajo se analiza cómo puede aplicarse una ampliación de la matriz a la huella hídrica en la provincia de Córdoba. Ello se consigue a partir de una matriz que resume los principales aspectos de los vínculos comerciales intersectoriales, pudiendo visualizar

las relaciones entre la demanda de insumos y generación de productos en el aporte a la huella hídrica directa e indirecta, así como también es posible estimar qué sectores son de impulso y arrastre en términos de huella hídrica.

El sector de la Agricultura, Ganadería, Caza, Silvicultura y Pesca, tienen un rol preponderante en la huella hídrica provincial. También destaca la industria manufacturera, mostrando una importante participación como factores de arrastre en la huella hídrica (en los tres tipos); pero además es un sector de impulso en la Huella Hídrica Gris. Siendo un sector clave en este tipo de Huella Hídrica.

Se consigue a través del presente artículo, demostrar la utilidad de las MIP como herramienta resumen de análisis, investigación y toma de decisiones desde una perspectiva de triple impacto.

Palabras-clave: Matriz productiva. Huella hídrica. Matriz insumo-producto. Modelo regional. Sector clave.

1. Introducción

El presente trabajo se enmarca en encontrar herramientas de diagnóstico y gestión que permitan mejorar la toma de decisión. Enmarcado en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), el presente trabajo busca dar respuesta a numerosos objetivos de forma conjunta. Destacando los objetivos 1, 6, 8, 9, 11, 12 y 13².

El crecimiento económico de una región hace referencia a la capacidad que tiene para crear riqueza con el fin de promover y mantener el bienestar social y económico de sus habitantes. Este crecimiento es el resultado de una compleja combinación de factores culturales, sociales, históricos y económicos que condiciona el presente de los países. La variable principal que se utiliza para medirlo es el Producto Bruto (PB), que dependiendo si se trata de un país o una región se lo denomina como Interno (PBI) o Geográfico (PGB). Este último, para el caso de la provincia de Córdoba, refleja el valor monetario de los bienes y servicios finales producidos por la economía a lo largo de un periodo de tiempo.

Si bien la evolución de la variable de renta es fundamental para la evaluación del crecimiento económico; la consideración de los impactos ambientales derivados de las actividades económicas resulta también vital en el camino hacia el desarrollo sostenible de los pueblos.

Se pretende enmarcar el trabajo en los esfuerzos internacionales para prevenir, mitigar y aumentar la resiliencia de los hábitats a los efectos negativos del cambio climático. Así se entiende como "cambio climático" a un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables (ONU, 1992).

En el presente trabajo se busca integrar las perspectivas del impacto de la economía en el entorno. Así se utilizó una metodología integradora que permite visualizar el impacto directo e inducido en la economía regional y en la huella hídrica. Así, resulta

² <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>. Los Objetivos de desarrollo sostenible son el plan maestro para conseguir un futuro sostenible para todos. Se interrelacionan entre sí e incorporan los desafíos globales a los que nos enfrentamos día a día, como la pobreza, la desigualdad, el clima, la degradación ambiental, la prosperidad, la paz y la justicia. Para no dejar a nadie atrás, es importante que logremos cumplir con cada uno de estos objetivos para 2030.

importante integrar la evaluación económica y ambiental, en vistas de un desarrollo sostenible de la provincia de Córdoba.

Por todo ello, resulta interesante evaluar el papel de los distintos sectores económicos desde esta triple perspectiva (económica, social y ambiental), identificando aquellas ramas que contribuyen a un desarrollo económico y sostenible. En otras palabras, el análisis de los sectores que generaran un mayor valor añadido, y con huellas hídricas en niveles razonables, resulta de gran importancia, ya que el fomento de estas actividades permitiría avanzar en la senda del desarrollo sostenible.

La metodología input-output (o insumo-producto), es especialmente apropiada para nuestro objetivo porque describe la tecnología de cada sector a través de matrices de coeficientes técnicos, y porque asume la interdependencia de los distintos sectores. Ambas cualidades favorecen el análisis sectorial desagregado del cambio tecnológico y de los cambios sectoriales de la producción.

En última instancia, con el presente trabajo se busca revalorizar la metodología insumo-producto como herramienta de diagnóstico y gestión. Esto a los fines de mejorar la toma de decisiones sobre el apoyo al desarrollo de determinados sectores, buscando una matriz productiva acorde a los desafíos presentes y futuros.

2. Metodología

Matriz insumo-producto o tabla input-output

Desde su planteamiento en 1930 por Wassily Leontief, esta metodología se ha convertido en una herramienta potente para los estudios integrados de variables económicas, sociales y ambientales asociadas a las actividades productivas tanto regionales como interregionales.

Desde el punto de vista teórico, un modelo input-output es una adaptación de la teoría neoclásica del equilibrio general al estudio empírico de la interdependencia cuantitativa entre actividades económicas interrelacionadas. La tabla input-output describe el flujo de bienes y servicios entre los distintos sectores de la economía durante un periodo fijado de tiempo (Leontief, 1957).

La metodología insumo-producto (o tablas input-output) describe la tecnología de cada sector a través de matrices de coeficientes técnicos, asumiendo la

interdependencia de las distintas industrias; favoreciendo el análisis sectorial desagregado del cambio tecnológico y de los cambios sectoriales de la producción.

Es decir que permite estimar las repercusiones que tendrían las modificaciones de las variables, en cualquiera de los sectores que se estudian. Está constituido por la información económica obtenida sobre una determinada región o economía y para un determinado periodo de tiempo. De forma más reciente, los modelos input-output se han extendido, fundamentalmente en Europa, para dar cabida a otras variables sociales y/o ambientales. (Navarro Gálvez, 2012).

Sectores	1	2	...	n	Demanda final	Output Total
1	X_{11}	X_{12}	...	X_{1n}	d_1	OT_1
2	X_{21}	X_{22}	...	X_{2n}	d_2	OT_2
...					\dots	\dots
n				d_n	OT_n
	X_{n1}	X_{n2}		X_{nn}		
Inputs Primarios	IP_1	IP_2	...	IP_n		
Input Total	IT_1	IT_2	...	IT_n		

$$X_1 = X_{i1} + \dots + X_{in} + d_i$$

$$X_j = X_{1j} + \dots + X_{nj} + IP_j$$

Tabla 1. Esquema simplificado de una tabla input-output. Fuente: García Muñoz (2015)

De la ilustración anterior se observa que, en la matriz principal, se sitúan de manera simétrica los distintos sectores de la economía y muestra las transacciones intersectoriales o consumos intermedios (matriz cuadrada). Cada fila indica las ventas realizadas por cada rama productiva hacia las demás. Aquella producción que tiene como destinatarios a los consumidores finales, ya sean porque va destinada a los hogares, al gobierno, a la inversión o a las exportaciones, viene recogida en columnas adicionales. En la ilustración se define como Demanda Final.

Lo que en la tabla de la ilustración se ha llamado Output total, indica la cantidad de producción total que hay en la economía, y de cada uno de los sectores. Este vector está constituido por la suma de cada fila de la matriz principal más las filas de la matriz de Demanda Final.

Esta tabla recoge también la cantidad de inputs primarios que se requieren para la producción de cada sector o bien producido. Además de los inputs intermedios, recoge también los factores capital y trabajo, así como las importaciones que hacen posible la producción. Esta información está recogida en unas filas adicionales a la matriz principal. En la tabla anterior corresponde a la matriz denominada inputs primarios.

Lo que se ha denominado como Input total, es un vector que indica la cantidad de input totales que hay en la economía de cada uno de los sectores. Está formado por la suma de cada columna de la matriz principal y la correspondiente de la de input totales.

De acuerdo con la metodología de la contabilidad nacional y con el flujo circular de la renta, el total de recursos utilizados en la economía, es decir, los inputs, coincidirán con el total de la producción obtenida, es decir con los outputs totales

Este tipo de tablas representan economías que están abiertas al exterior, por lo que las exportaciones y las importaciones juegan un papel relevante en el estudio. Por este motivo, se va a poder diferenciar entre la cantidad producida por cada sector que se consume dentro de la región, y la que se va fuera. (Navarro Gálvez, 2012).

Para que esta matriz sea cuadrada, hay que adoptar el supuesto de producción homogénea, que consiste en que cada rama productiva produce un determinado producto, y a su vez este producto es realizado por un único sector. A su vez, estos sectores tienen una determinada tecnología homogénea para la producción.

Ahora bien, esto requiere contar con tablas input-output de la región de interés actualizadas, y en lo posible con series temporales. Sin embargo, la provincia de Córdoba cuenta con una sola matriz elaborada en el año 2003 (Dirección General de Estadísticas y Censos, 2003). Esto obliga a generar una nueva tabla que responda a valores de producción más actuales. Dicha actualización es elaborada a partir de datos del Producto Geográfico Bruto (PGB), el cual también está publicado por la Dirección de Estadísticas y Censos de la provincia de Córdoba. El Producto Geográfico Bruto es el valor monetario de los bienes y servicios que son producidos por el trabajo en la economía de una región.

Si bien se actualizaron los valores de producción, la matriz de origen es la del 2003, lo que implica que la nueva matriz arrastra en cierta medida la matriz tecnológica de ese año, así como determinados valores de la tabla original. Esta decisión metodológica implica asumir sesgos y errores en los resultados que solo pueden dimensionarse con una matriz construida específicamente para el año de referencia. El problema subyace en la inexistencia de matrices actualizadas para la provincia de Córdoba, un aspecto crítico en este tipo de estudios. Asumiendo lo anterior, se pretende demostrar que aun así es posible observar, en términos macro, las relaciones intersectoriales.

La matriz fue "actualizada estadísticamente" al año 2015, mediante el producto entre la matriz 2003 y el vector resultante del cociente entre la diferencia de los PGB por sector

de los dos años considerados. Cabe mencionar que la tabla resultante quedó en miles de pesos corrientes, a precios básicos del año 2003.

Debido a que los datos oficiales disponibles de demanda no están estructurados de manera tal que puedan ser incorporados a la matriz, se optó por realizar una estimación similar a las demandas intermedias. De este modo, tomando la diferencia en el PGB por sectores entre los dos años considerados, se construyó una actualización al 2015 de tales valores.

Destaca que la matriz construida consta solo de veinte sectores. Esta decisión respondió a criterios de disponibilidad de datos. Por ejemplo, el PGB y el empleo esta desagregado por muy pocos sectores.

A modo de prueba para analizar la posibilidad de estimar desagregaciones en sectores adicionales, se optó por abrir a modo de ensayo metodológico, el sector transporte.

Modelo insumo-producto

A partir de la información de la tabla Input-Output (IO), se pueden calcular los coeficientes técnicos de análisis IO, que son los elementos que forman la matriz tecnológica, permitiendo así obtener la matriz inversa de Leontief. Esta es la matriz que permitirá obtener los resultados que se analizaran en el trabajo.

En primer lugar, los coeficientes técnicos (a_{ij}) son las ratios obtenidas al dividir las ventas entre dos sectores (X_{ij}), por ejemplo, lo que vende un sector i a un sector j , entre los outputs totales del sector que adquiere el producto (x_j), en este caso el sector j .

$$a_{ij} = \frac{X_{ij}}{x_j}$$

En la modelización empleada se supone que los coeficientes son fijos, por lo que no consideran las economías a escala. El supuesto que subyace en el análisis es que cada sector mantiene fija su estructura de input independientemente de su nivel de producción.

Con estos coeficientes se obtiene la matriz de coeficientes técnicos, representativa de la tecnología de producción.

A partir de aquí, el output de cada sector puede expresarse en base a los coeficientes técnicos como:

$$x_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1n}x_n + y_1$$

$$x_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + a_{2n}x_n + y_2$$

.....

$$x_n = a_{n1}x_1 + a_{n2}x_2 + \dots + a_{nn}x_n + y_n$$

o, en forma matricial, como

$$x = Ax + y$$

siendo,

x el vector de producciones,

y el vector de demandas finales, y

A la matriz de coeficientes técnicos.

$$A = (A_{ij}) = \left(\frac{X_{ij}}{x_j} \right)$$

La ecuación de equilibrio anterior puede también expresarse como la denominada matriz inversa de Leontief.

$$x = (I - A)^{-1} y$$

Los elementos de esta matriz $L = (I - A)^{-1} = (a_{ij})$ expresan la cantidad de output producido por cada sector i e incorporado de forma directa o indirecta como input en la producción del sector j , por unidad de la demanda final de dicho sector.

Así, es posible vincular la demanda final de la economía con toda la producción que se genera en dicha economía, en las distintas etapas producción. Es decir, para cualquier sector i , se puede obtener la cantidad de producción que incorpora como inputs en las producciones de los demás sectores cuando obtienen sus demandas finales, es decir,

$$x_i = a_{i1}y_1 + a_{i2}y_2 + \dots + a_{in}y_n$$

Esta expresión muestra que cada sector i está directa o indirectamente relacionado con la demanda final de cualquier otro sector de la economía, a través de las relaciones intersectoriales, es decir, de las ventas de inputs en cada etapa del proceso de producción. Generalizando esta expresión a todos los sectores de la economía, se puede analizar, por ejemplo, cómo varía la producción de la economía estudiada ante cambios exógenos en el tamaño o la composición de los distintos componentes de la demanda final.

Motores de la economía

Con el término de “motores de la economía” se hace referencia a aquellos sectores que muestran, bajo algún criterio, una mayor capacidad dinamizadora de producción o de empleo. Se pretende, por tanto, identificar aquellos sectores que son “clave” para la economía bien porque su demanda final tira de la producción de otros sectores, bien porque son suministradores de inputs a otros sectores, es decir, facilitadores de la producción de otras ramas productivas. Una primera aproximación a la determinación de sectores clave en el marco de un modelo input-output fue establecida por Rasmussen (1956), atendiendo al doble carácter de los sectores como compradores y vendedores. Así, cada rama productiva puede verse desde dos perspectivas, existiendo distintas medidas que cuantifican las relaciones entre sectores. Las que estudian los canales por lo que la información, el material y el dinero se mueven entre una empresa y sus proveedores, es decir las relaciones hacia atrás, se denominan *backward linkages*. Las que estudian los canales de conexión entre las empresas y sus clientes, las relaciones hacia delante, llamadas *forward linkages*. (Ramussen, 1956) (Alcántara, V, 1995).

Estos indicadores permiten analizar las actividades productivas de la economía y tratar de identificar los sectores que generan efectos en el resto del sistema por encima de la media, tanto en empleo, valor añadido, emisiones de carbono y huella hídrica. Son estos sectores, los “sectores clave”, los que habría que fomentar ya que su expansión va a provocar un impacto mayor en el resto del sistema y generar mayores tasas de crecimiento y empleo (e inversamente para las emisiones y la huella hídrica).

Para llevar a cabo esta clasificación hay que partir de la matriz inversa de Leontief $(I-A)^{-1}$. Como se ha visto, cada columna j de dicha matriz representa la producción bruta que es necesaria para obtener una unidad neta del producto j . Cada fila i representa el total del producto i necesario para obtener una unidad más de demanda final en cada uno de los sectores.

Con el desarrollo de esta matriz se puede ver que cada elemento de la matriz inversa recoge los inputs incorporados en cada una de las sucesivas etapas del proceso productivo que se han llevado a cabo para obtener el producto final. Es decir:

$$(I - A)^{-1} = I + A + A^2 + A^3 + \dots + A^n$$

Así, la suma por columnas de dicha matriz para un año determinado nos proporciona el “arrastre” para cada sector j en un año t , o lo que es lo mismo su *backward linkage*.

$$BL_j = \sum_{i=1}^n a_{ij}$$

Este indicador proporciona información sobre la cantidad de producción que se genera en todos los sectores económicos por cada unidad adicional de demanda final que se obtiene en ese sector. O lo que es lo mismo, mide la capacidad que tiene ese sector para movilizar los recursos de la economía ante un aumento unitario en su demanda final.

Por otro lado, la suma de las filas es una medida de “impulso” del sector j . Es decir, representa las ventas tanto directas como indirectas que realiza el sector j al resto de sectores de la economía cuando estos obtienen una unidad de demanda final.

$$FL_j = \sum_{j=1}^n a_{ji}$$

Calculando la media para toda la economía y normalizando, se pueden identificar aquellos sectores que destacan por su capacidad de arrastre o de impulso.

$$BLR_j = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ij}}{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n a_{ij}}$$

$$FLR_j^t = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ji}}{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n a_{ji}}$$

A partir de estos dos índices, al observarlos conjuntamente, se podrá establecer si el sector o sectores analizados son “clave” para la economía. (Ramussen, 1956)

Así, si el BLR_j es mayor que la unidad, indica que el sector considerado es de arrastre, es decir, que impulsa la economía con la compra de sus inputs al resto de los sectores productivos, al aumentar él mismo una unidad de su demanda final.

Si el FLR_j es mayor que la unidad, el sector analizado será de impulso, es decir, actúa como facilitador de la actividad productiva del resto de sectores, ya que les suministra input para que adquieran sus demandas finales.

Con esto se establece la siguiente clasificación de los sectores según su comportamiento respecto a las unidades de demanda final. Se pueden presentar cuatro casos. Que ambos índices sean mayores que la unidad, en cuyo caso se considerara un "sector clave" para la economía. Que ambos índices sean menores que la unidad, lo que se traduciría en que el sector analizado es "irrelevante" para la economía. Y los casos intermedios. Si un sector tiene un BLR_j mayor que la unidad y un FLR_j menor, representaría un sector de "arrastre"; o que el FLR_j mayor que la unidad y un BLR_j menor lo que reflejaría que es un sector de "impulso" (Duarte, Sánchez Chóliz, Sierra de la Cal, & Cazcarro Castellano, 2011).

	$FLR_j > 1$	$FLR_j < 1$
$BLR_j > 1$	Sector Clave	Sector de arrastre
$BLR_j < 1$	Sector de impulso	Sectores no relevantes

Fuente: Duarte, Sánchez Chóliz, Sierra de la Cal, & Cazcarro Castellano (2011)

Tabla 2. Clasificación de sectores según su impacto en la economía.

Fuente: Duarte, Sánchez Chóliz, Sierra de la Cal, & Cazcarro Castellano (2011)

A partir de esta información se puede concluir que los sectores más importantes para la economía son los que presentan ambos índices relativos mayores que la unidad. Se estará frente a un "sector clave", que habrá que fomentar y proteger. Estos sectores harán aumentado tanto la demanda de input como la demanda final del resto de sectores.

$$H = (I - A)^{-1}\hat{y} = \begin{pmatrix} a_{11}y_1 & a_{12}y_2 & \dots & a_{n1}y_n \\ a_{21}y_1 & a_{22}y_2 & \dots & a_{n2}y_n \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1}y_1 & a_{n2}y_2 & \dots & a_{nn}y_n \end{pmatrix}$$

La suma por columnas de H muestra la producción verticalmente integrada, o lo que es lo mismo, proporciona información sobre toda la producción que se genera en la

economía para obtener la demanda final de ese sector. Si se suman las filas se obtiene su producción.

La producción verticalmente integrada permite obtener información sobre cómo se modifica la producción ante los cambios en los sectores, es decir cómo reacciona la economía ante un stock de demanda en un determinado sector.

Esta producción verticalmente integrada puede descomponerse en la suma de los que ha producido ese sector para hacer frente a su demanda final, lo que se conoce como *efecto interno*; y lo generado en el resto de las actividades productivas para satisfacer la demanda interna de dicho sector, es decir, el *arrastre neto*.

De la misma manera, la producción directa puede descomponerse en un efecto interno, que es la producción generada por él y destinada al autoconsumo; y el **efecto impulso neto**, que es lo que produce el sector para que las demás ramas de la economía satisfagan sus demandas finales.

No obstante, puesto que los objetivos del trabajo incluyen la valoración de esta producción desde el punto de vista de la huella hídrica, es necesario ampliar el modelo, tal y como se explica a continuación.

Hay varios modelos que en los últimos años han tomado una relevancia importante para este tipo de estudios. El que se ha escogido para este trabajo ha sido el modelo generalizado input output medioambiental, que consiste en añadir a la matriz de coeficientes técnicos definida anteriormente, una serie de filas y columnas adicionales que reflejaran la huella hídrica de cada sector. (Alcántara, V, 1995). Es importante señalar que la denominación 'medioambiental' abarca más de lo que en realidad es; es decir, en este caso se analiza la huella hídrica, pero hay un sinnúmero de aspectos ambientales que quedan fuera de la matriz (emisiones de **GEIs** y otros gases contaminantes, empleo, etc.), obligando a aclarar el real alcance del método.

Como el objetivo es evaluar la huella hídrica que se genera, las columnas que se añaden a la matriz original, están compuestas por ceros excepto el elemento de la diagonal adicional que será uno. Por otro lado, las filas estarán compuestas por la huella hídrica generada por cada unidad de output de cada sector. En este caso, como se centra en un indicador de huella hídrica, ocasiona que el vector de output finales tenga una fila más, en la que queda señalada la cantidad total de contaminación de cada actividad productiva.

Esta ampliación de aplica para huella hídrica verde, azul y gris. Es decir que se generan tres filas nuevas.

Esta nueva matriz ampliada no altera los resultados de la original, ya que los elementos que se han explicado anteriormente quedan inalterados al añadir dichos efectos. De este modo la matriz resultante se configura con las filas nuevas correspondiente a la huella hídrica de cada uno de los sectores.

De esta manera se obtiene la tercera ecuación lineal del modelo, que representa la huella hídrica total generada por cada sector productivo.

$$-hh_1x_1 - hh_2x_2 - \dots - hh_nx_n + HH_T = 0$$

Donde,

hh_1 , es la huella hídrica por cada unidad producida por el sector j , y

HH_T es la huella hídrica total para cada actividad productiva.

Con este modelo ampliado se puede estudiar tanto la huella hídrica directa como indirecta que genera cada sector para satisfacer la demanda final de la economía. Por lo tanto, los nuevos elementos de la matriz de Leontief, reflejan la huella hídrica que se genera en todo el sistema productivo para satisfacer una unidad más de demanda final por parte de cada uno de los sectores, es decir, el impacto hídrico que ocasiona cada sector al aumentar la producción de un determinado producto. Hay que señalar que la huella hídrica que genera un sector al producir debe incluir también la que se ha generado con la fabricación de los distintos inputs que se han utilizado en su proceso productivo. Puede haber ocasiones en las que un sector genere una baja huella hídrica directa, pero incorpore altos valores de huella hídrica de manera indirecta. (Navarro Gálvez, 2012).

La dificultad de la aplicación de esta metodología radica en la fuente de datos. Argentina no tiene publicado un inventario de huella hídrica y menos una desagregación por sectores. La situación de la provincia de Córdoba no es diferente. Esto obliga a utilizar fuentes no oficiales y realizar ajustes estadísticos. De este modo, se estimaron factores de huella hídrica en base a las emisiones establecidas por la EORA³ para la República Argentina.

³ EORA: es una base de datos de la cadena de suministro global de EORA, consta de un modelo de tabla de entrada-salida (MRIO) de varias regiones que proporciona una serie temporal de tablas de E/S de alta resolución con cuentas satelitales sociales y ambientales correspondientes para 190 países. <http://worldmrio.com/>

En la tabla del **EORA** se expone la huella hídrica verde, azul y gris por sectores para la Argentina, discriminado en 124 sectores. Para llevarlo a la tabla provincial, estos fueron agregados en los 20 sectores definidos. A partir de este punto se calculó el cociente entre la emisión por sector dividido la producción total de dicho sector, obteniendo así un Factor de Huella Hídrica (**HHF**) por unidad de producción. Esto puede ser utilizado para estimar la huella hídrica de cada uno de los sectores para la provincia de Córdoba. Realizar esto exige mantener la suposición de que los factores de huella hídrica por unidad de producción de la provincia de Córdoba son comparables al de la Argentina.

$$HHF_i = HH_{Ti} / P_i$$

Donde,

HHF_i : es el factor de huella hídrica estimado por unidad de producto de la tabla **EORA** (nacional) del sector i .

HH_{Ti} : es la huella hídrica total para el sector i para la tabla nacional.

P_i : es la producción total del sector i para la tabla nacional.

Debido a que las tablas están representadas en unidades diferentes (**EORA** está en precios básicos del 2015 en dólares, y la tabla de Córdoba está en precios básicos, 2003 estimada en miles de pesos), fue necesario establecer una unidad común para multiplicar el factor de huella hídrica de la Argentina por la unidad de producción de Córdoba. En base a lo anterior, para estimar la huella hídrica por sector de la economía para Córdoba, se multiplicó el factor de huella hídrica del sector, por la producción del sector, por mil dividido la cotización promedio del dólar en el año 2003 (aproximadamente \$2,98).

$$HH_{Ti}' = HHF_i * (P_i' * \frac{1000}{Cot_{USD}})$$

Donde,

HH_{Ti}' : es la huella hídrica total para el sector i para la tabla provincial.

HHF_i : es el factor de huella hídrica estimado por unidad de producto de la tabla **EORA** (nacional) del sector i .

P_i' : es la producción total del sector i para la tabla provincial.

1000: resulta para pasar de miles de pesos a pesos.

Cot_{USD} : es la cotización del dólar para el año de cálculo.

La cotización del dólar se estima como el promedio de las cotizaciones oficiales del año, para el caso de Argentina el Banco Central de la República Argentina es el organismo oficial que publica la cotización del Dólar.

La huella hídrica está segregada en verde, azul y gris. La huella verde representa el agua de precipitación, incorporada a productos o perdida por evaporación y/o transpiración. La huella azul queda comprendida como el agua extraída de fuentes superficiales o subterráneas que no regresan al sistema. La huella hídrica gris resulta en el volumen teórico de agua dulce necesario para asimilar la carga contaminante de un volcamiento.

Para cuantificar este impacto es necesario calcular los coeficientes de huella hídrica y emisiones por unidad de producción. Así, el vector de huella hídrica (h'), será un vector compuesto por la huella hídrica por unidad de producción para cada sector de la economía (H_{nj}/x_{nj}).

$$h' = \left(\frac{H_1}{x_1}, \frac{H_2}{x_2}, \dots, \frac{H_n}{x_n} \right)$$

Al multiplicar estos coeficientes por la inversa de Leontief se obtiene la valoración de cada unidad de demanda final en términos de huella hídrica, es decir, los multiplicadores unitarios. Multiplicando estos valores (se denota con \hat{A} la diagonalización de los vectores) por la demanda final (o los subconjuntos de la demanda final), se obtiene una matriz que contiene la valoración de la demanda final (o sus subconjuntos) en términos del factor estudiado.

$$\Omega_v = \hat{h}(I - A)^{-1}\hat{y}$$

La suma vertical (para cada j) resulta en la huella hídrica generada por la economía en el proceso de producción de la demanda final de cada sector. La suma por filas, para cada sector i , nos devuelve los valores directos de huella hídrica.

3. Resultados

En primer lugar, se obtuvo una tabla Input-Output ampliada a huella hídrica para el año 2015. A continuación, se muestran de forma resumida los resultados principales.

Al analizar los sectores por su participación en la economía para la generación de riquezas, ya sea por su característica de arrastre o de impulso, o en caso de ambas situaciones, los sectores considerados como claves.

Sector		Característica			
1	Agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca		-	Impulso	-
2	Minería		-	-	-
3	Industrias manufactureras		Arrastre	Impulso	Sector clave
4	Suministro de electricidad,		Arrastre	Impulso	Sector clave
5	Construcción		Arrastre	-	-
6	Comercio		-	Impulso	-
7	Hoteles y restaurantes		Arrastre	-	-
8	Transporte y almacenamiento	Pasajeros ffcc automotor taxi remise		-	-
		Carga camión ffcc	Arrastre	-	-
		Ductos	Arrastre	-	-
		Aéreo pasajero carga	Arrastre	-	-
		Actividades complementarias manipulación almacenamiento agencia de viajes despachantes peaje playas terminales	-	-	-
9	Correos y telecomunicaciones		-	Impulso	-
10	Intermediación financiera		Arrastre	Impulso	Sector clave
11	Actividades inmobiliarias, empresariales y de alquiler		-	Impulso	-
12	Administración pública y defensa	Gobierno	-	-	-
13	Enseñanza		-	-	-
14	Salud		-	-	-
15	Otras actividades de servicios comunitarias, sociales y personales		-	Impulso	-
16	P servicio domestico		-	-	-

Tabla Resumen Matriz I-O											
Sector	Producción total (A precios básicos, 2003 estimada en PESOS)	Huella Hídrica									
		Verde			Azul			Gris			
		Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	
Agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca	17,992,963.84	40051.62	96.35%	2.2260	1108.27	92.76%	0.06159	1243.06	77.50%	0.0691	
Minería	397,118.69	52.09	0.13%	0.1312	5.19	0.43%	0.01308	17.85	1.11%	0.0450	
Industrias manufactureras	33,186,532.01	1378.16	3.32%	0.0415	53.33	4.46%	0.00161	80.97	5.05%	0.0024	
Suministro de electricidad, gas y agua	1,774,333.24	86.85	0.21%	0.0489	6.06	0.51%	0.00341	24.48	1.53%	0.0138	
Construcción	5,111,611.55	0.00	0.00%	0.0000	0.31	0.03%	0.00006	3.31	0.21%	0.0006	
Comercio	6,628,643.96	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Hoteles y restaurantes	2,608,640.27	0.00	0.00%	0.0000	1.41	0.12%	0.00054	15.30	0.95%	0.0059	
Transporte y almacenamiento	Pasajeros fcc automotor taxi remise	2,203,059.31	0.00	0.00%	0.0000	1.21	0.10%	0.00055	13.07	0.81%	0.0059
	Carga camion fcc	4,195,332.02	0.00	0.00%	0.0000	1.11	0.09%	0.00026	11.99	0.75%	0.0029
	Ductos	52,143.94	0.00	0.00%	0.0000	8.50	0.71%	0.16302	91.98	5.74%	1.7640
	Aereo pasajero carga	560,084.12	0.00	0.00%	0.0000	5.35	0.45%	0.00956	57.91	3.61%	0.1034
	Actividades complementarias manipulacion almacenamiento agencia de viajes despachantes peaje playas terminales	778,013.94	0.00	0.00%	0.0000	1.87	0.16%	0.00240	20.20	1.26%	0.0260
Correos y telecomunicaciones	2,825,972.57	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Intermediación financiera	5,314,729.54	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Actividades inmobiliarias, empresariales y de alquiler	7,767,784.84	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Administración pública y defensa	2,602,628.58	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Enseñanza	2,166,710.27	0.00	0.00%	0.0000	1.20	0.10%	0.00055	12.94	0.81%	0.0060	
Salud	4,420,889.66	0.00	0.00%	0.0000	1.00	0.08%	0.00023	10.82	0.67%	0.0024	
Otras actividades de servicios comunitarias, sociales y personales	2,169,620.17	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	
Servicio doméstico	402,706.23	0.00	0.00%	0.0000	0.00	0.00%	0.00000	0.00	0.00%	0.0000	

Tabla 1. Resumen de matriz insumo producto ampliada (huella hídrica) y actualizada a 2015 para Córdoba, Argentina.
Fuente: elaboración propia.

Resulta claro que una tabla Insumo-Producto actualizada con fuente de datos primarios resultaría ampliamente superadora y más precisa; sin embargo, dicha información es inexistente.

A partir de la tabla anterior se observa que la participación de cada sector en cada componente de análisis es altamente heterogénea.

Por su parte también fue posible estimar porcentajes y huella hídrica por unidad de producción por sectores:

Sector	Producción total (A precios básicos, 2003 estimada en PESOS)	Huella Hídrica									
		Verde			Azul			Gris			
		Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	Totales (Mm3)	Porcentaje	Por miles de pesos producidos (Mm3)	
Agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca	17 992 963,84	40051,62	96,35%	2,2260	1108,27	92,76%	0,06159	1243,06	77,50%	0,0691	
Minería	397 118,69	52,09	0,13%	0,1312	5,19	0,43%	0,01308	17,85	1,11%	0,0450	
Industrias manufactureras	33 186 532,01	1378,16	3,32%	0,0415	53,33	4,46%	0,00161	80,97	5,05%	0,0024	
Suministro de electricidad, gas y agua	1 774 333,24	86,85	0,21%	0,0489	6,06	0,51%	0,00341	24,48	1,53%	0,0138	
Construcción	5 111 611,55	0,00	0,00%	0,0000	0,31	0,03%	0,00006	3,31	0,21%	0,0006	
Comercio	6 628 643,96	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Hoteles y restaurantes	2 608 640,27	0,00	0,00%	0,0000	1,41	0,12%	0,00054	15,30	0,95%	0,0059	
Transporte y almacenamiento	Pasajeros fícc automotor taxi remise	2 203 059,31	0,00	0,00%	0,0000	1,21	0,10%	0,00055	13,07	0,81%	0,0059
	Carga camion fícc	4 195 332,02	0,00	0,00%	0,0000	1,11	0,09%	0,00026	11,99	0,75%	0,0029
	Ductos	52 143,94	0,00	0,00%	0,0000	8,50	0,71%	0,16302	91,98	5,74%	1,7640
	Aereo pasajero carga	560 084,12	0,00	0,00%	0,0000	5,35	0,45%	0,00956	57,91	3,61%	0,1034
	Actividades complementarias manipulación almacenamiento agencia de viajes despachantes peaje playas terminales	778 013,94	0,00	0,00%	0,0000	1,87	0,16%	0,00240	20,20	1,26%	0,0260
Correos y telecomunicaciones	2 825 972,57	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Intermediación financiera	5 314 729,54	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Actividades inmobiliarias, empresariales y de alquiler	7 767 784,84	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Administración pública y defensa	2 602 628,58	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Enseñanza	2 166 710,27	0,00	0,00%	0,0000	1,20	0,10%	0,00055	12,94	0,81%	0,0060	
Salud	4 420 889,66	0,00	0,00%	0,0000	1,00	0,08%	0,00023	10,82	0,67%	0,0024	
Otras actividades de servicios comunitarias, sociales y personales	2 169 620,17	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	
Servicio doméstico	402 706,23	0,00	0,00%	0,0000	0,00	0,00%	0,00000	0,00	0,00%	0,0000	

Tabla 5. Huella Hídrica directa por sector
Fuente: elaboración propia

Además, de la aplicación de operaciones matriciales sobre el modelo insumo-producto, se pudo identificar los sectores de la economía que producen arrastre e impulso en la huella hídrica provincial; en los términos que proponen Duarte, Sánchez Chóliz, Sierra de la Cal, & Cazcarro Castellano (2011).

Así se observó que el sector de la Agricultura, Ganadería, Caza, Silvicultura y Pesca, tienen un rol preponderante en la huella hídrica provincial. Destacándose como sector clave (siendo un sector de impulso y arrastre) en los tres tipos de huella hídrica (Verde, Azul y Gris).

Por su parte la industria manufacturera muestra una importante participación como factores de arrastre en la huella hídrica (en los tres tipos); pero además es un sector de impulso en la Huella Hídrica Gris. Siendo un sector clave en este tipo de Huella Hídrica.

A continuación, se muestra un gráfico con los impactos directos e indirectos sobre el recurso hídrico por sector de la economía. Resulta clara la participación diferencial de cada sector, y es llamativo el cambio que resulta en la participación al poner en juego el análisis tanto directo como indirecto en la huella hídrica.

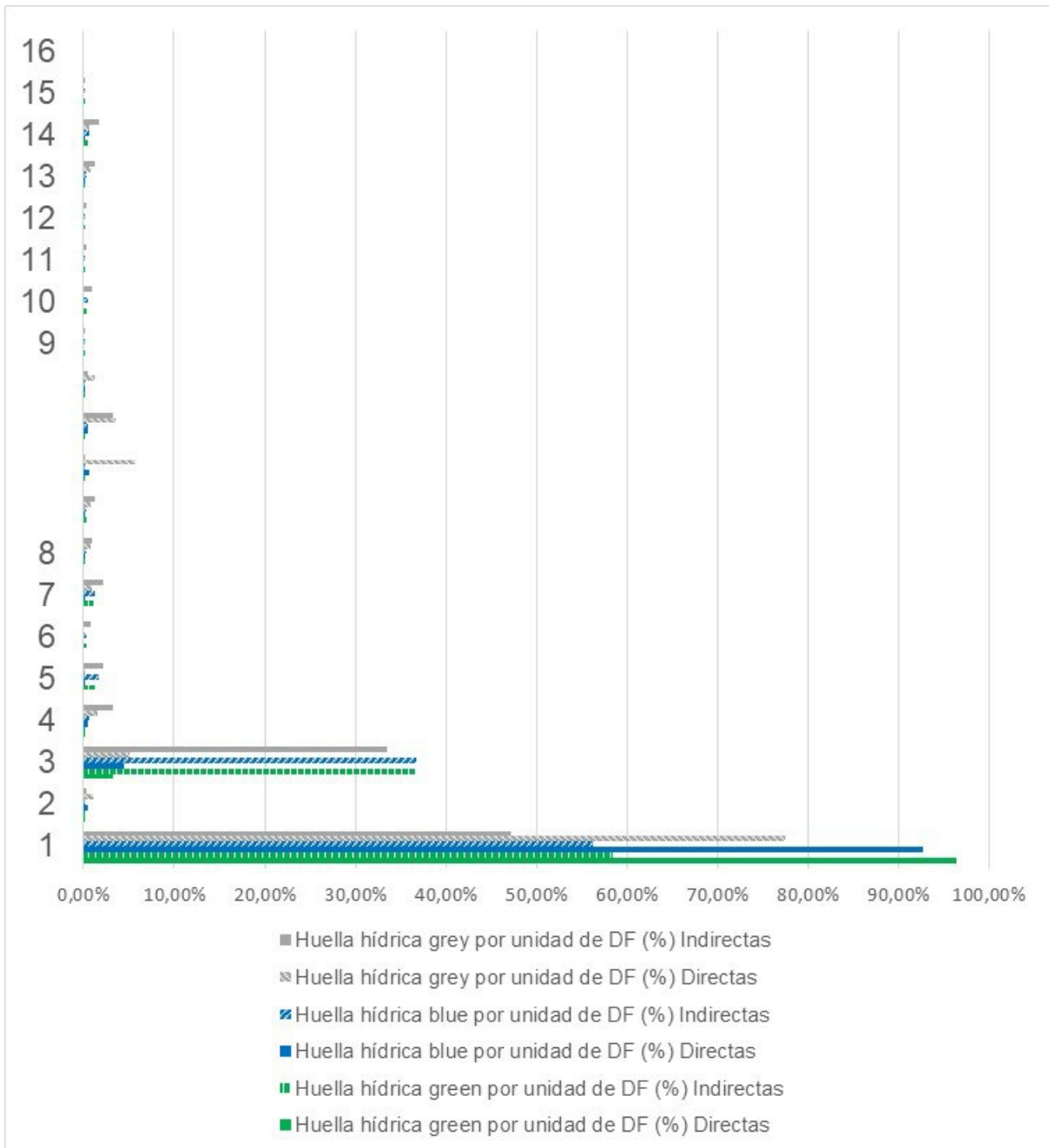


Gráfico 1. Estimación de la participación porcentual en Huella Hídrica (Green, Blue y Grey*) directa e indirecta por sectores de la economía de la Provincia de Córdoba al año 2015.
Fuente: elaboración propia.

Se muestra finalmente, cómo funciona la matriz productiva en términos de huella hídrica, pudiendo identificar los sectores de arrastre, impulso y claves.

Sectores	Huella hídrica green por unidad de DF (%)			Huella hídrica blue por unidad de DF (%)			Huella hídrica grey por unidad de DF (%)		
	BLRj	FLRj	Sector clave	BLRj	FLRj	Sector clave	BLRj	FLRj	Sector clave
Agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca	Arrastre	Impulso	Clave	Arrastre	Impulso	Clave	Arrastre	Impulso	Clave
Minería	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Industrias manufactureras	Arrastre	-	-	Arrastre	-	-	Arrastre	Impulso	Clave
Suministro de electricidad, gas y agua	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Construcción	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Comercio	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hoteles y restaurantes	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Transporte y almacenamiento	Pasajeros ffcc automotor taxi remis	-	-	-	-	-	-	-	-
	Carga camión ffcc	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ductos	-	-	-	-	-	-	Impulso	-
	Aéreo pasajero carga	-	-	-	-	-	-	-	-
	Actividades complementarias manipulación almacenamiento agencia de viajes despachantes peaje playas terminales	-	-	-	-	-	-	-	-
Correos y telecomunicaciones	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Intermediación financiera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actividades inmobiliarias, empresariales y de alquiler	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Administración pública y defensa	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Enseñanza	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Salud	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Otras actividades de servicios comunitarias, sociales y personales	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Servicio domestico	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 6. Sectores de impulso, arrastre y claves en la participación estimada en la huella hídrica de la Provincia de Córdoba en función de la Demanda Final al año 2015.

Fuente: elaboración propia.

Queda evidenciada la utilidad de las MIP como herramienta resumen de análisis, investigación y toma de decisiones. Siendo posible aplicar esta misma tecnología a empleo, emisiones de gases de efecto invernadero, valor agregado y otros indicadores de sostenibilidad.

Resulta evidente el sector manufacturero (industrial) es el que mayor participación tiene en términos de producción, le sigue el sector agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca. El sector transporte (en general) comparte el tercer puesto con el sector de las actividades inmobiliarias, empresariales y de alquiler en poco más de 7,7 millones de pesos (precios básicos, 2003). De esos 7,7 millones, un 7,2% es aportado de manera directa por el sector de transporte aéreo de pasajeros y cargas.

4. Conclusiones

A partir del presente trabajo, surgen diversas observaciones finales.

En primer lugar, se muestra la enorme utilidad de las Tablas Insumo-Producto a los fines de evaluar una economía, no solo en la perspectiva económica tradicional, sino englobando la realidad ambiental que tan difícil es de fusionar. Esta metodología muestra su claro potencial a la hora de evaluar la sostenibilidad económica de una región.

Respecto a la representatividad de los datos, es este el principal factor a mejorar. Sin duda, mejores datos, mostrarán mejores resultados. Esta mejora radica en diversos puntos:

- Se requiere una **MIP** oficial y única de la región de interés; abordada a partir de fuentes primarias.
- Se requiere que las matrices insumo producto se elaboren de forma sistemática y periódica, en una situación ideal es con periodicidad anual, y una situación de mínima es cada tres años.
- Contar con una serie temporal de **MIP** pueden ser fuente de información para análisis de políticas ex post.
- En cuanto a la cantidad de sectores, resulta sumamente útil tener la mayor desagregación posible. Esto corre también para los datos de la matriz ampliada, es decir huella hídrica, emisiones, empleo y otras variables de interés. Esto último suele ser el punto débil de la construcción de matrices ampliadas. En este sentido, se observó que los esfuerzos por desagregar el sector transporte con los datos disponibles ha sido sumamente limitado, requiriendo mayor análisis y estudio metodológico para abordar un resultado razonable.
- La definición de criterios de cálculo a la hora de realizar una ampliación de la **MIP** puede resultar en uno de los aspectos clave, dignos de discusión técnica/operativa. Más aún si podemos fusionar esto con los aspectos económicos y sociales.
- Resulta necesario que se generen datos de huella hídrica por sectores de manera oficial.

- Los datos ambientales, pueden ser ampliados a otros problemas de esa misma índole como, por ejemplo, emisiones de **GEIs** y otros gases contaminantes, generación de residuos (que a su vez puede ser por tipo), demanda de espacio físico (también posiblemente categorizado según criterios, como por ejemplo urbano/rural), empleo, valor agregado etc.
- Resulta fundamental que los datos de demanda, valor agregado, empleo, emisiones, huella hídrica, etc. de las diferentes fuentes de información, estén expresados en los mismos sectores. Esto resultaría en brindar amplias posibilidades de investigación y desarrollo comparado.

De lo anterior surge como contrasentido las enormes dificultades para abordar la problemática con esta metodología; sin embargo, y como bien fuera descripto, fue posible estimar una **MIP** reducida en sectores y actualizada al año 2015 para la provincia de Córdoba.

Esta matriz permite generar un ensayo metodológico, aproximando resultados posibles, asumiendo los diversos supuestos para obtener una actualización razonable de la matriz.

Además, fue posible estimar, por primera vez para la provincia de Córdoba, una matriz ampliada a huella hídrica; nuevamente partiendo de datos limitados y obligando a asumir numerosos supuestos metodológicos.

De esta forma se quiere dar a entender que el análisis de los datos utilizados para la construcción de la nueva matriz a partir de fuentes secundarias no está saldado. Y que surgen numerosas posibilidades de desarrollo que pueden mejorar la calidad de la matriz construida. Con esto en consideración, y aplicando la metodología insumo-producto, fue posible determinar que los motores de la economía cordobesa son las industrias manufactureras, el suministro eléctrico y la intermediación financiera; generando tanto procesos de arrastre como de impulso.

La huella hídrica directa está dominada casi de manera absoluta por la ganadería, agricultura y pesca.

Ahora bien, la situación se modifica de manera considerable cuando se analizan los impactos indirectos.

Con la huella hídrica directamente está dominado por el impacto del sector de la agricultura y ganadería. Sin embargo, al considerar los impactos indirectos se produce

una mayor desagregación de los resultados. Destaca el sector de las industrias manufactureras en el salto en los impactos indirectos que genera.

Finalmente, es necesario abordar las posibilidades de extensión de los análisis de esta MIP. Considerando las salvedades de las limitaciones de los datos existentes, surgen dos puntos básicos:

- En primera instancia se podría analizar los mismos términos de impactos directos e indirectos en lo referente a valor agregado, emisiones y empleo.
- Otra de las oportunidades de análisis, y en concordancia al análisis de los motores de la economía, es la de estimar las medidas ponderadas de impulso y arrastre de los sectores, para tener información de cómo se distribuye la producción. Esto se propone ya que los indicadores de arrastre e impulso estimados, si bien da una primera idea de la capacidad para movilizar recursos, hay que tomarla con cautela ya que está expresada en términos unitarios, por unidad de demanda final. Esto significa que un sector que se ha considerado como clave con los datos anteriores, puede no ser significativo para la economía por tener un tamaño demasiado pequeño; o viceversa.

5. Referencias

- Alcántara, V. (1995). Economía y contaminación atmosférica: hacia un nuevo enfoque desde el análisis input-output. Tesis doctoral. Universidad autónoma de Barcelona.
- Dirección General de Estadísticas y Censos. (2003). Matriz Insumo Producto. Provincia de Córdoba.
- Dirección General de Estadísticas y Censos. (5 de febrero de 2019). Principales Indicadores del Mercado Laboral. Obtenido de <https://datosestadistica.cba.gov.ar/dataset/indicadores-del-mercado-laboral/resource/d8821384-b0b5-4345-a721-d62d6952284d>
- Duarte, R., Sánchez Chóliz, J., Sierra de la Cal, J., & Cazcarro Castellano, I. (2011). ¿Cuánto hemos cambiado? Cambio estructural y cambio tecnológico en la economía aragonesa. Fundear Documento de trabajo nº 57/2011.
- García Muñoz, A. (2015). El análisis de redes aplicados a los flujos económicos. Departamento de economía aplicada. Universidad de Oviedo.
- Leontief, W. (1957). Input-output analysis. Enciclopedia Internacional de las Ciencias Sociales, Ed. Aguilar, vol 6, 70-78.
- Navarro Gálvez, F. (2012). Modelos multisectoriales input-output en el estudio de los impactos ambientales: una aplicación a la economía de Cataluña-. Tesis doctoral. Universidad autónoma de Barcelona.
- ONU. (1992). Convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático.
- ONU. (2015). Acuerdo de París.
- Ramussen, P. N. (1956). Studies in intersectoral relations. Einar Harcks Forlag & North-Holland Publishing Company Amsterdam.

Economía circular y ecoeficiencia

Una propuesta sustentable para la desalinización de agua

Sustainable water desalination

Adrián Brunini ^{1*,2}

Roberto G. Rodríguez¹

María del Carmen García¹

^{1*} Universidad nacional de la Patagonia Austral. Unidad Académica Caleta Olivia. Ruta 3 Acceso Norte, Caleta Olivia. Santa Cruz. 221 6267834. abrunini@yahoo.com.ar

² C.O.N.I.C.E.T.

Resumen:

La tecnología de Humidificación/Deshumidificación para desalinización de agua es una de las que menor impacto ambiental posee. Actualmente se considera de bajo rendimiento y sólo se desarrollan equipos a pequeña escala, debido a los costos y superficies necesarias para calentar agua salada ya que emplea energía solar fotovoltaica.

Presentamos resultados experimentales obtenidos en la operación de una planta piloto de desalinización de agua en base a esta tecnología. El ~5 % del agua que es rociada a ~90oC en una torre de humidificación se incorpora a una corriente de aire seco, el cual sale saturado de la misma y a una temperatura de ~70 oC. El aire húmedo luego ingresa a un condensador de casco y tubos. Este equipo, que funciona a presión atmosférica, produce entre 6 y 10 l de agua dulce por hora. En base a estos resultados proponemos aumentar el rendimiento energético a través de la disminución de la presión del aire húmedo dentro de la torre de humidificación y la posterior compresión en el condensador. Debido a las limitaciones de escalado a grandes dimensiones que presenta este tipo de equipos, planteamos como solución un nuevo esquema conceptual de funcionamiento, en base a la utilización de Hidrógeno como fuente de energía, que, a diferencia de la utilización de la energía solar, permitiría escalar una planta de este tipo a grandes dimensiones, con un mínimo de impacto ambiental.

Palabras-clave: Desalinización. Destilación. Humidificación. Deshumidificación. Hidrógeno

1. Introducción

El agua sustenta la vida en la Tierra y es indispensable para el desarrollo de la mayor parte de las actividades relacionadas a la producción industrial, agrícola y ganadera. Es uno de los factores clave para dar impulso al desarrollo sustentable de cualquier región. Sólo el 2.5 % del agua que existe en la Tierra es agua dulce, y el ser humano tiene acceso a sólo el 0.36 % de ella (Sánchez Rodríguez 2019). Este es un valor promedio, ya que existen regiones donde el acceso al agua potable está severamente limitado. La industrialización acelerada, la deforestación, la utilización indiscriminada de agroquímicos, la minería a cielo abierto sin rigurosos controles estatales, etc. han contribuido a que muchas fuentes de agua potable se encuentren contaminadas. Por otra parte, el agua de mar es un recurso virtualmente inagotable, pero su salinidad la hace inapropiada para el consumo humano. Sin embargo, existen tecnologías disponibles para desalinizar y hacerla potable. De hecho, la Asociación Internacional de Desalinización menciona que existen en el mundo plantas de desalinización que producen agua dulce para abastecer a unos 300 millones de personas. Los sistemas para la desalinización de agua se pueden clasificar (El-Dessouky y Ettouney 2002) en procesos de filtrado y térmicos. Dentro de los primeros está el de Ósmosis Inversa (OI), donde unas membranas de un polímero especial actúan como un filtro, permitiendo el paso de las moléculas de agua y dejando atrás a las de salmuera, que son mucho más voluminosas. Este sistema trabaja a muy alta presión, la cual es generada por bombas eléctricas de alta potencia. Si bien dentro de una planta de Ósmosis Inversa sólo se consume energía eléctrica, se debe tener en cuenta que esta no es una energía de origen primario y por cada KW consumido en la planta, se necesitaron dos más en la central térmica para producirlo. La Ósmosis Inversa es una tecnología probada muy confiable, pero tiene un alto costo inicial y de mantenimiento. Entre los procesos térmicos, se encuentran los de destilación donde el agua salada se calienta hasta evaporarla y luego el vapor se condensa formando agua dulce. Cada una de las tecnologías tiene múltiples variantes que tratan de aumentar el rendimiento de los equipos y todas ellas poseen un elevado impacto ambiental (Lechuga et al., 2007). El desarrollo de la tecnología de Humidificación/Deshumidificación (Müller-Holst 1998), que se basa en el ciclo natural del agua, es capaz de disminuir el impacto ambiental en hasta un 80%, en relación con el impacto producido en la desalinización con OI (Dehghani y Akbarzadehc, 2018). El costo es la producción a baja escala que estos dispositivos permiten (Prakash et al., 2010), debido esencialmente a que se basan en energía térmica fotovoltaica. En la sección 2 de este trabajo mostraremos las características del equipo que hemos desarrollado en la Provincia de Santa Cruz junto con algunas pruebas que hemos realizado, y una propuesta de diseño que mejora el rendimiento teórico del mismo. En la sección 3 mostraremos un esquema de utilización de H₂ como fuente de energía para este equipo, y la posibilidad que permite de escalar una planta HDH a dimensiones mayores.

2. Métodos

La tecnología HDH (Muller-Holst 1998), tiene su base conceptual en el ciclo natural del agua. Un esquema se muestra en la Figura 1.

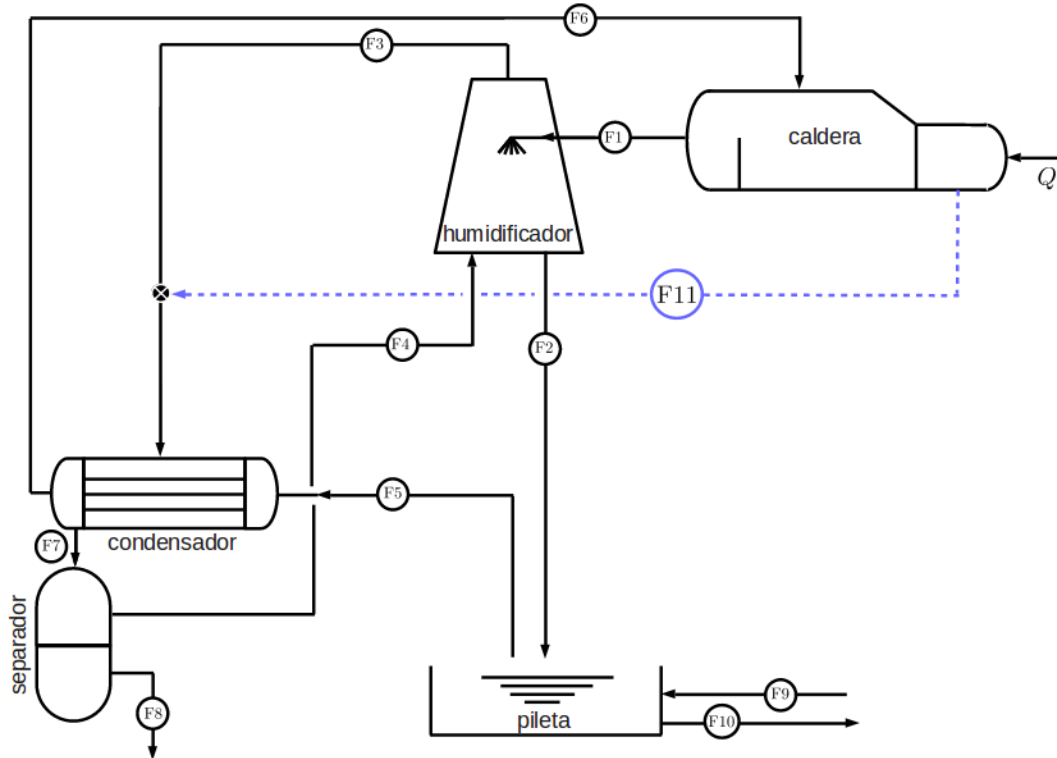


Figura 1. Esquema de un equipo de desalinización de agua salda por HDH.
Fuente: Elaboración propia.

El agua salada es calentada en una caldera hasta una temperatura de 80-95 °C y rociada en una torre de humidificación (F1), donde se pone en contacto con aire seco que asciende (F4), se calienta y humedece. Este sale saturado (F3) e ingresa a un condensador, por el cual se hace circular agua salada (F5). La humedad del aire se condensa a expensas del calentamiento de ésta, e ingresa (F7) a un separador donde se extrae el agua dulce (F8). El aire seco y frío vuelve a ingresar a la torre (F4). La salmuera que resulta de haber extraído vapor en la torre (agua pura) al agua salada, se deposita en una pileta. Esta salmuera está levemente más caliente que el agua de salida cruda. En la pileta, una parte se purga (F10), y se repone con agua salada cruda (F9) para mantener una salinidad constante. En este proceso se recupera algo de calor. Al condensador ingresa agua desde la pileta, y dentro de él gana temperatura debido al intercambio de calor que se genera en la condensación del vapor. Todo este proceso representa una importante recuperación de calor, y por lo tanto al ingresar a la caldera (F6) se consume menos combustible que si se utilizara agua salada cruda. Hemos implementado este proceso en una planta piloto que se encuentra funcionando en la Planta Experimental de Hidrógeno de Pico Truncado (Brunini, Rodríguez y García, 2017). La misma está construida en base a materiales accesibles en el mercado local: como caldera hemos utilizado dos termotanques de alta recuperación. La torre de humidificación fue construida con acero galvanizado y 30 cm de relleno aleatorio de anillos Pall de acero inoxidable. El condensador es uno estándar de coraza de acero,

por donde circula el aire húmedo, y 2 pasos de tubos de cobre, con 2.5 m² de superficie de intercambio. Se realizaron pruebas de laboratorio, y las mediciones se realizaron con instrumental homologado por el INTI: 5 termómetros Varilla de Mercurio de 300 mm, 1 sensor de presión diferencial IT&T MPX2100DP, 1 sensor de humedad IT&T SHT20, 1 termómetro TESTO 925, 1 sonda de inmersión, 1 termo higrómetro DT-321S Sol Tec, 1 termo anemómetro DT-8920 Sol Tec, y 1 termo anemómetro de molinete.

3. Resultados y Discusiones

Hemos realizado dos pruebas experimentales de funcionamiento bajo condiciones controladas (Brunini, Rodríguez y García, 2019). Algunos parámetros se muestran en la Tabla 1

CORRIDA	1	2
Temperatura del agua de entrada	80°C	80°C
Temperatura del agua de salida	56°C	60°C
Temperatura del aire de entrada	9.4°C	8.3°C
Temperatura del aire de salida	60°C	65°C
Humedad relativa del aire entrada	44 %	36 %
Humedad relativa del aire de salida	90 %	79 %
Porcentaje de agua evaporada (100 x f_w)	5.1 %	4.3 %
Velocidad del aire	3.1 m/s	6.5 m/s

*Tabla 1. resultados experimentales sobre la torre de humidificación.
Fuente: Elaboración propia.*

Se puede observar que el porcentaje de agua evaporada ronda el 5%. Con los caudales manejados, nuestro equipo produce 6-10 l/h de agua dulce. Otras corridas no expuestas aquí, muestran que la caída de temperatura depende casi exclusivamente de la tasa de evaporación del agua, lo cual es esperable dado que el calor latente de vapor C_v es dominante en el proceso. El rendimiento del equipo depende de dos factores: por un lado, de la temperatura que se logre en el agua de salida del condensador, ya que cuanto mayor sea ésta, menor será la energía necesaria en la caldera para llevarla a la temperatura de entrada de la torre de humidificación. También de la cantidad de agua evaporada, ya que, en el condensador, el calentamiento del agua es dominado por el producto del calor latente de vapor por la masa de vapor que se condensa. Así, la manera usual de expresar el rendimiento es con una cantidad denominada Gained Output Ratio o GOR (Giwa et al. 2016)

$$GOR = \frac{f_w m_w C_v}{Q}$$

donde f_w es la fracción evaporada de la masa de agua m_w que ingresa a la torre de humidificación (es la masa de agua dulce producida o la masa de vapor contenido en el aire que ingresa al condensador) y Q es el calor consumido en la caldera.

$$Q = m_w c_{pw} (T_{F1} - T_{F6})$$

Donde c_{pw} es el calor específico del agua.

Entonces:

$$GOR = \frac{f_w C_v}{c_{pw} (T_{F1} - T_{F6})}$$

El GOR aumenta linealmente con la cantidad de agua evaporada y disminuyendo el salto térmico en la caldera. La masa de vapor que puede contener el aire saturado, a una dada temperatura, depende de la denominada presión de vapor, que está dada por (Wagner & Prus, 2002)

$$P_v = A 10^{\left(\frac{m \cdot T}{T + T_n}\right)}$$

con $A=6,00$ y $m=7,34$ y $T_n=229,40$ °K, a través de la expresión clásica:

$$\frac{m_{vapor}}{m_{aire}} = 0,662 \frac{P_v}{P - P_v}$$

donde P es la presión de trabajo en el interior de la torre. En los equipos HDH como el que hemos construido, esta es la presión atmosférica. Una forma de aumentar el contenido de vapor en el aire sería mediante la disminución de la presión (Sharqawy y otros, 2009) dentro de la torre. En la Figura 2 mostramos cómo aumenta la fracción de vapor con la disminución de la presión.

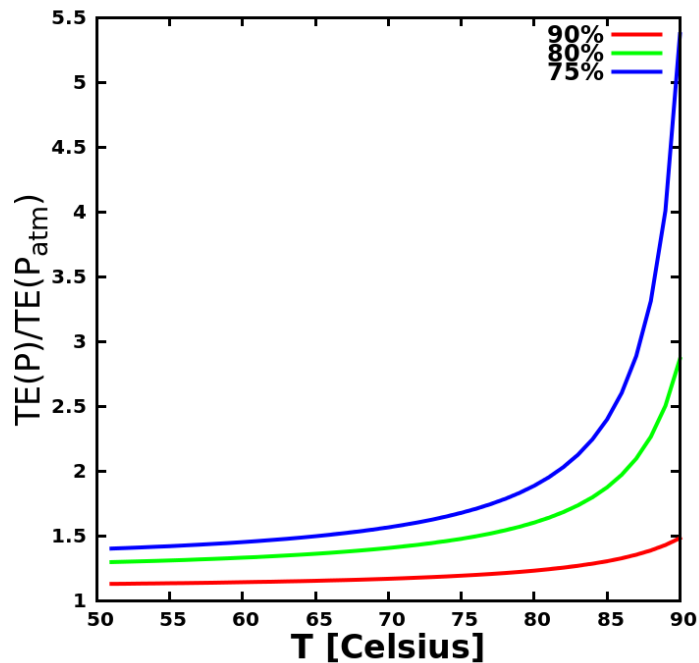


Figura 2. Tasa de evaporación con relación a la que se obtiene a presión atmosférica.
Fuente: Elaboración propia.

Se observa que una disminución de un 25% en la presión respecto a la presión atmosférica, a la temperatura de trabajo de nuestro equipo (~90°C) se puede aumentar la evaporación en la torre hasta ~5 veces. De este modo, no solo habría mayor producción de agua dulce, sino también una mayor recuperación del calor, ya que éste aumenta con la masa de vapor condensada. Pero para esto hay que recordar que la condensación es el proceso inverso a la evaporación, y por ende a menor presión la condensación se dificulta. Es por ello, que se propone una descompresión al ingreso de la torre, y un compresor a la salida para llevarla nuevamente a la presión atmosférica.

Esquemáticamente lo podemos ver en la Figura 3.

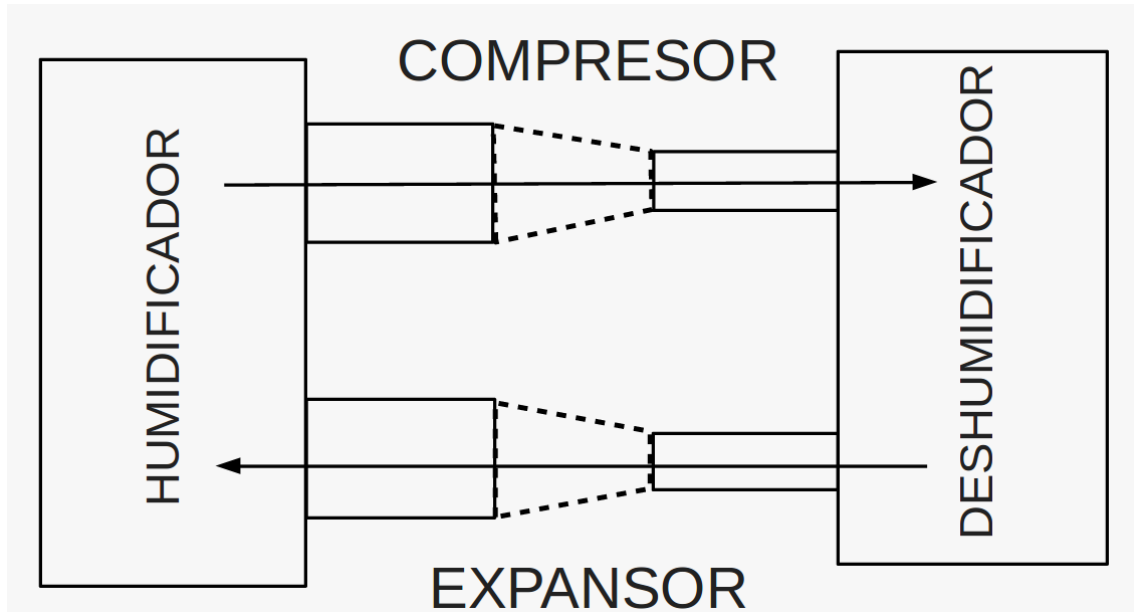


Figura 3. Esquema de la compresión y descompresión de aire en un equipo HDH.
Fuente: Elaboración propia.

Los equipos HDH son los que menor impacto ambiental poseen, ya que en esta clase de tecnología donde no es necesario calentar el agua salada hasta su ebullición, la "caldera" usualmente es reemplazada por un colector solar fotovoltaico (Abdelmoez, Mahmoud y Farrag, 2014). El costo de los colectores representa hasta un 30% del costo total de estos equipos (Kaesian et al., 2019), y como la superficie del colector aumenta cuadráticamente con la potencia requerida, esto impide la construcción de equipos HDH de gran tamaño. En Pico Truncado, Prov. de Santa Cruz, se encuentra una planta experimental de producción de H₂, que es justamente donde nuestro equipo opera. La planta es capaz de producir H₂ por electrólisis y la energía eléctrica es suministrada por cuatro molinos eólicos. Motivados por esta circunstancia, proponemos la utilización de H₂ en la caldera de un equipo HDH. La combustión de H₂, produce agua pura en forma de vapor (Kalamaras y Efstathiou 2013), y otros gases de combustión si se utiliza aire. Si el aire que se ingresa a la cámara de combustión está libre de humedad, el vapor producido sería de ~18 g de agua por cada gramo de H₂ consumido en la caldera, y ésta sale en forma de vapor a una temperatura que depende de la fracción de calor que se utilice para calentar el agua en la caldera, pero que puede llegar a los centenares de grados centígrados. Habría varias formas de utilizar este vapor caliente en una planta HDH. Una de ellas es la que delineamos en la Figura 1 con el

trazo punteado azul (F11): incorporarlo al flujo de aire saturado que sale de la torre de humidificación e ingresa al condensador. De esta forma se podrían lograr dos objetivos: al aumentar la masa de vapor aumenta por consiguiente la presión en el condensador, con lo cual se requerirá un equipo de compresión más pequeño (o tal vez ninguno), y además aumentará la temperatura de los gases que ingresan al condensador, aumentando la temperatura del agua de salida, que es la que se ingresará luego a la caldera (F6), con la consiguiente disminución de costos energéticos. Además, se producirá más agua dulce, ya que sumamos a la humedad contenida en el aire, el vapor que sale de la caldera.

4. Conclusión

Los equipos HDH motorizados por energía solar, son una alternativa viable para obtener agua dulce con bajo impacto ambiental. El equipo construido en nuestras instalaciones de Pico Truncado, el único de este tipo en funcionamiento en el territorio nacional, sirve como banco de pruebas para analizar variantes que aumentan su rendimiento. Sin embargo, esta tecnología, tal como se la describe en la literatura existente, sólo es viable para producción a pequeña escala. Aquí proponemos la utilización de H_2 como fuente de energía para una planta HDH, y mostramos una posible estrategia para hacerlo. Hasta nuestro conocimiento, la utilización de H_2 en plantas de desalinización HDH no ha sido aún propuesta. Utilizar H_2 como combustible mantiene un bajo impacto ambiental, a la vez que haría viable a esta tecnología para la obtención de agua dulce a mayor escala.

5. Referencias

Abdelmoez W, Mahmoud M S, Farrag T E. (2014) Desalination and Water Treatment. 52: 4622-4640.

Brunini A, Rodríguez R G, García M C. (2017) Actas IV Congreso Bianual PRODECA: "Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua"

Brunini A, Rodríguez R G, García M C. (2019) Actas V Congreso Bianual PRODECA: "Proyecto Integrador para la Determinación de la Calidad del Agua".

El-Dessouky H T, Ettouney H M. (2002) Fundamentals of saltwater desalination. Elsevier.

De La Cruz C. (2006) Fundación alternativas 18: 1-66.

Dehghani S, Date A, Akbarzadehc A. (2018) Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook. 227-254.

Giwa A, Akther N, Housani A, Haris S, y otros. (2016) Renewable and Sustainable Energy Reviews. 57: 929-944.

Kaesian A, Babaei S, Maryan J, Sarrafha H, y otros. (2019) Energy Conversion and Management. 201: 112-129.

Kalamaras C M, Efstathiou A M. (2013) Conference Papers in Energy 1: 2013.

Lechuga J, Rodríguez M, Lloveras J. (2007) Ingeniería 11: 5-14.

Müller-Holst H. (1998) Renewable Energy 14: 311-318.

Prakash N G, Sharqawy M H, Summersa E K, Lienhard J H, et al. (2010) Renewable and Sustainable Energy Reviews. 14: 1187-1201.

Sánchez Rodríguez A. (2019) Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: no dejar a nadie atrás.

Sharqawy M H, Lienhard J H Narayan G. (2009) US Patent application 12: 554-726.

Wagner W y Prus A. (2002) J Phys Chem Ref Data. 31: 395-535.

Estudio de la reacción vía catálisis heterogénea de glicerol a carbonato de glicerilo

Dalma Argüello^{1*}
Sandra Mendoza²
Nancy Bálsamo¹
Griselda Eimer¹
Mónica Crivello¹

^{1*} Centro de Investigación y Tecnología Química, CONICET, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016ZAA, Córdoba, Argentina, 351- 4690585,

[*darguello@frc.utn.edu.ar](mailto:darguello@frc.utn.edu.ar)

² Universidad Tecnológica Nacional, CONICET, Facultad Regional Reconquista, Reconquista, CP 3560, Argentina, 3482 420048.

Resumen:

La producción de biodiesel se considera más segura para el medioambiente debido a la reducción en las emisiones con respecto a la producción de diésel de petróleo, pero ésta se acompaña de un 10% en peso de glicerol como subproducto, que puede ser utilizado como materia prima renovable para favorecer económicamente el proceso. La conversión catalítica de glicerol hacia un producto de mayor valor agregado, como el carbonato de glicerilo es una opción atractiva por ser un sustituto verde de importantes compuestos derivados del petróleo. Para producirlo se propone la transesterificación entre glicerol y un alquilcarbonato empleando catalizadores sólidos como los óxidos metálicos mixtos derivados de nanoarcillas aniónicas sintéticas porque se ha reportado, mediante el método del análisis de ciclo de vida, que disminuye en gran medida el impacto ambiental negativo de los catalizadores homogéneos. Los catalizadores empleados permiten nano-diseño a medida, buena dispersión de sitios activos y muy bajo costo de síntesis. Se sintetizaron óxidos metálicos mixtos de Mg, Al y Cu, incorporado en diferentes contenidos, por coprecipitación para ser evaluados en la transesterificación de glicerol y etilencarbonato. Los materiales fueron caracterizados por DRX, MP-AES, área superficial y DTP-CO₂. En la evaluación catalítica mostraron una elevada actividad durante la transesterificación en condiciones de reacción suaves sin utilizar ningún solvente. El mejor desempeño catalítico se observó en el catalizador con un contenido de Cu del 15% a los 90 minutos de reacción con un rendimiento a carbonato de glicerilo del 81,5% atribuido a la fuerte basicidad superficial.

Palabras-clave: Glicerol. Carbonato de glicerol. Catálisis heterogénea. Óxidos mixtos.

1. Introducción

Argentina es uno de los principales exportadores mundiales de aceite y harina de soja desde hace años y ha diversificado el destino de la producción del aceite de soja hacia la producción del biodiesel. El biodiesel es considerado una opción limpia y segura para el ambiente debido a la reducción en la emisión total de partículas suspendidas, monóxido de carbono y óxidos de azufre (32%, 35% y 8%, con respecto al ciclo de vida de producción de diésel de petróleo) (Ullah et al., 2016). Su producción se acompaña de un 10% en peso de glicerol como subproducto, por lo que resulta factible que pueda ser utilizado como materia prima renovable para favorecer económicamente el proceso, agregándole valor dado el bajo precio de mercado alcanzado por el exceso de producción.

El carbonato de glicerilo (CG), una sustancia química relativamente nueva en el mercado, es considerada un sustituto verde de importantes compuestos derivados del petróleo, de baja toxicidad, índice de evaporación, inflamabilidad y capacidad de hidratación, que se emplea como agente humectante para arcillas cosméticas y activos medicinales, entre otras aplicaciones (Sonnati et al., 2013). El método más utilizado para obtener el CG es la transesterificación entre glicerol y fosgeno, a pesar de la toxicidad de este último (Hu et al., 2011). En contraposición, una alternativa más sustentable es la transesterificación entre glicerol y alquil carbonatos empleando catalizadores sólidos, debido a que las condiciones del proceso son suaves y eco-compatibles. Se propone la reacción de transesterificación por catálisis heterogénea porque se ha reportado que disminuye en gran medida el impacto ambiental, desde el método del análisis de ciclo de vida.

El uso de catalizadores homogéneos tiende a sustituirse por catalizadores sólidos, lo que facilita el manejo, la recuperación y regeneración del catalizador. Éstos se separan de los productos deseados por simple filtración o centrifugación, con evidentes ventajas económicas y medioambientales. De allí que los estudios dirigidos a la búsqueda y optimización de catalizadores sólidos altamente selectivos sean de significativa relevancia en el campo de la catálisis y así promover sinergias con los conceptos de biorrefinerías y procesos sostenibles. En síntesis, el desarrollo de procesos catalíticos heterogéneos permite afirmar que la catálisis heterogénea es la promotora de una química limpia (Burange & Gawande, 2016) además de constituir uno de los 12 principios de la química verde (Mallesham et al., 2020). Al no ser consumido al final de la reacción, las ventajas de un catalizador heterogéneo son: facilidad de separación del catalizador, capacidad de regeneración del catalizador, estabilidad térmica, resistencia a la desactivación, obtención de nuevas estructuras, aumento de la productividad, disminución en el consumo de materia prima y energía y reducción al mínimo de la producción de residuos evitando reacciones secundarias.

Los materiales utilizados como catalizadores heterogéneos fueron los óxidos metálicos mixtos (OMM) provenientes del proceso de descomposición térmica de los hidróxidos dobles laminares (HDL). Entre las ventajas de los OMM, como catalizadores en las reacciones de transesterificación, se encuentran (Védrine, 2019): bajo costo de síntesis, nano-diseño a medida, control de accesibilidad a sitios activos, altas áreas superficiales ($100\text{-}300\text{ m}^2\text{g}^{-1}$), propiedades básicas, distribución homogénea de los óxidos mixtos de diferentes metales, de gran estabilidad frente a tratamiento térmico, tamaño de cristal muy pequeño y efecto sinérgico entre los óxidos de los elementos incorporados debido a la buena dispersión mencionada precedentemente promoviendo la interacción sólido-sustrato involucrada en la reacción catalizada.

En este trabajo se estudió la conversión catalítica de glicerol a CG utilizando OMM con distinto contenido de cobre, como catalizadores sólidos. Para ello, se ha optado por la reacción de transesterificación de glicerol y etilencarbonato. Desde un enfoque de la ecoeficiencia (Leal, 2005), se optó por la coprecipitación simultánea como metodología de síntesis de los catalizadores. Se descartaron otros métodos de síntesis, tales como: tratamiento hidrotérmico, impregnación por vía húmeda, utilización de atmósfera controlada, etc., ya que involucran un mayor requerimiento de energía, y de esta manera se logra un ahorro energético y/o de consumo de insumos. Mientras que, en la reacción catalítica se utilizó etilencarbonato como reactivo porque es una molécula con interesantes propiedades físicas (baja toxicidad, baja tasa de evaporación, biodegradabilidad, alta solvencia, etc.) (Climent et al., 2010) y se buscaron resultados catalíticos óptimos al menor tiempo y temperatura de reacción posibles.

2. Métodos

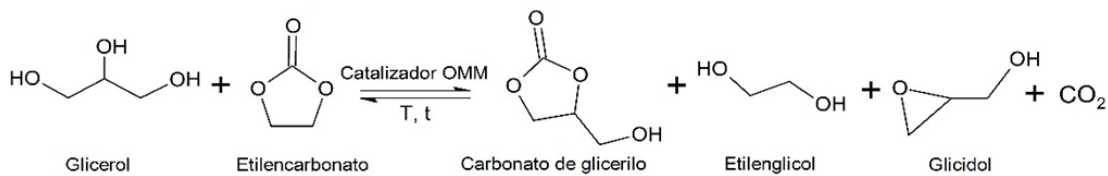
Se sintetizaron HDL por el método de coprecipitación directa que consistió en la adición por goteo de dos soluciones: una de nitratos de Mg, Al y Cu, y la otra de Na_2CO_3 . El medio propicio debe ser básico y se logra mediante una solución de NaOH que se adiciona lentamente. Una vez terminado el goteo, para garantizar la formación de la estructura se mantuvo en agitación continua por 4 h y luego una etapa de envejecimiento durante 18 h. El sólido formado se separó por filtración al vacío y se lavó con agua destilada hasta alcanzar un valor de $\text{pH}=7$, con el propósito de extraer todos los iones que no forman parte de la estructura. Todos los pasos mencionados a temperatura y presión ambiental. Luego, se lo seca en estufa a $90\text{ }^\circ\text{C}$ para eliminar la mayor cantidad de agua. Los HDL se calcinaron a $450\text{ }^\circ\text{C}$ por 9 h para obtener los OMM. Los porcentajes molares de Cu incorporado fueron de 15, 20 y 25% con respecto a los moles de Mg en el material, manteniendo una relación catiónica molar, $(\text{Mg}^{2+}+\text{Cu}^{2+})$: Al_3+ , constante e igual a 3. Los materiales se denominaron según la composición de los metales y el contenido de Cu incorporado, por ejemplo: Cu25MgAl.

Los materiales fueron caracterizados por análisis de difracción de rayos X (DRX) para estudiar la estructura cristalina y la presencia de fases. Se empleó el método BET para medir la superficie específica. La composición química de los OMM se determinó mediante espectrometría de emisión atómica de plasma por microondas. Utilizando desorción a temperatura programada con molécula sonda de CO_2 (DTP) se

determinaron tipo y densidad específica de sitios básicos existentes en la superficie de los OMM.

La síntesis de CG a partir de glicerol (Gly) y etilencarbonato (EC), representada en el Esquema 1, se realizó en un reactor batch de vidrio equipado con un agitador magnético y un condensador de reflujo.

Se utilizó una relación molar 2:1 de EC:Gly (EC en exceso para favorecer la formación de productos). Las reacciones se realizaron a 45 °C. Se utilizó 2,55% en peso de catalizador con respecto a la masa total de reactivos, (Climent et al., 2010). Los tiempos de reacción evaluados fueron 45, 60 y 90 minutos. Se compararon los catalizadores OMM con distinto contenido de cobre con respecto al óxido de MgAl sin cobre incorporado.



Esquema 1

La reacción transcurrió en ausencia de disolvente, en atmósfera de nitrógeno. Después del tiempo de reacción, se separó el catalizador sólido mediante centrifugación del medio de reacción y se agregó acetona al líquido sobrenadante para analizarlo en un cromatógrafo de gases con detector de ionización a la llama. Para los cálculos de conversión, rendimiento y selectividad se usó el método de normalización de área empleando factores de respuesta.

3. Resultados y discusión

Los materiales, una vez calcinados, se analizaron por DRX para estudiar los óxidos formados. En la Figura 1 se muestran los DRX de los OMM de MgAl y de CuMgAl con diferentes contenidos de Cu. En los difractogramas se detecta la fase periclase del MgO para los valores de $2\theta = 43,2^\circ$ y $62,3^\circ$. Además, la ausencia de picos intensos característicos de los óxidos de Cu sugiere la presencia de pequeñas partículas dispersas homogéneamente en la superficie de la matriz de óxidos de Mg y Al o partículas de CuO amorfas (Marimuthu et al., 2018). Una reflexión débil y un ensanchamiento del pico a $2\theta = 35,5^\circ$ se puede atribuir a la fase de CuO. En la Tabla 1 se muestran los valores de áreas superficiales de los materiales. Como es de esperarse, el área de los óxidos fue superior a la de los HDL del cual provenían. El aumento del área superficial se debe a la destrucción de la estructura de capas tipo brucita, junto con la eliminación en forma de CO₂, de los aniones carbonatos del espacio interlamilar, promoviendo poros o pequeños canales en el sólido. Las áreas de los OMM de Cu no cambian significativamente en relación a la del OMM de MgAl. Se observa que el área superficial disminuye con el aumento del contenido de cobre, que se puede atribuir a la aglomeración de CuO en la estructura de óxido mixto y también a mayores cargas de cobre propensas al bloqueo de poros, como se evidencia en las

publicaciones informadas. En cuanto a la composición de las muestras se observó que los datos experimentales se ajustaron en gran medida a los teóricos

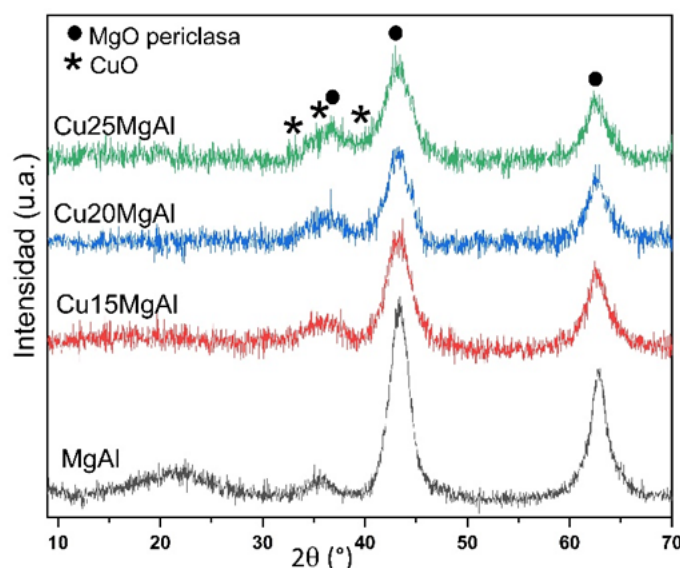


Figura 1. Patrones de DRX de los OMM.

Muestras	Área superficial (m ² g ⁻¹)		Relación molar (Cu ²⁺ +Mg ²⁺) : Al ³⁺		Contenido de Cu ²⁺ (wt%)	
	HDL	OMM	Teórica	AES ^a	Teórico	AES ^a
MgAl	110	253	3,00	2,98	--	--
Cu15MgAl	120	248	3,00	3,04	15,00	15,25
Cu20MgAl	127	241	3,00	3,11	20,00	20,35
Cu25MgAl	118	233	3,00	2,97	25,00	24,87

Tabla 1. Propiedades estructurales y de composición de los materiales

La Figura 2 muestra las curvas de desorción de CO₂ a distintas temperaturas para todas las muestras con Cu con el fin de determinar tipo y densidad específica de sitios básicos de la superficie de los OMM.

Todos los perfiles se deconvolucionaron en sus componentes gaussianas y la cantidad de CO₂ desorbida, reflejada por el área del pico, fue proporcional a la cantidad de sitios básicos. La distribución de la fuerza básica se calculó para todas las muestras y se detalla en la Tabla 2. Los sitios básicos de Brönsted (débiles) y Lewis (fuertes) son producidos por la presencia de los grupos OH⁻ y los iones O₂⁻ respectivamente (Wu et al., 2017). Los sitios débilmente básicos (50–250 °C) correspondían a grupos OH⁻, los sitios moderadamente básicos (250–450 °C) se asignaron a pares de metal-oxígeno, y sitios fuertemente básicos (> 450 °C) se derivaron de átomos de oxígeno de baja coordinación (O₂⁻) (Wang et al., 2018; Ga et al., 2013). Un pico de desorción a alta temperatura (835 °C) se observó en todas las muestras de OMM con Cu y se lo puede atribuir a la generación de sitios básicos muy fuertes. Además, la fuerte basicidad podría atribuirse a la presencia de una cantidad óptima de especies de Cu en la superficie del OMM-MgAl que produce sitios básicos de Lewis fuertes en gran

cantidad. Estos volúmenes de adsorción de CO₂ son más altos que los OMM reportados por Marimuthu, debido principalmente, a las mayores áreas superficiales.

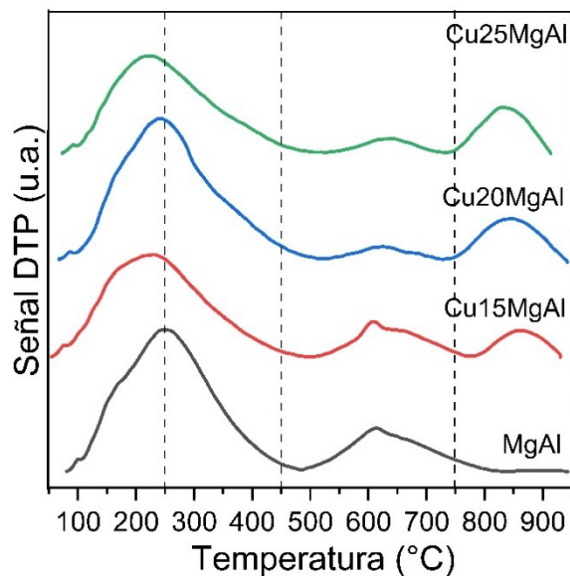


Figura 2. Perfiles de DTP-CO₂ de los OMM

OMM	Sitios básicos (mmol g ⁻¹)				Totales
	Débiles	Medios	Fuertes	Muy fuertes	
MgAl	1,128	0,458	0,627	-	2,213
Cu15MgAl	0,707	0,487	0,423	0,159	1,776
Cu20MgAl	1,093	0,467	0,268	0,336	2,163
Cu25MgAl	0,539	0,410	0,110	0,262	1,321

^aDeterminado por DTP de CO₂

Tabla 2. Densidad de sitios básicos de superficie de los OMM^a

Todos los catalizadores fueron activos en esta reacción ya que mostraron valores de conversión de glicerol de 55,2 a 94,5% y de selectividad a carbonato de glicerol de 63,9 a 98,6% para los diferentes tiempos evaluados. Se produjo glicidol (GD) como un subproducto (1,4-36,1%) debido a la descarbonilación del CG que ha sido reportado previamente por otros autores sobre catalizadores con elevada fuerza básica (Liu et al., 2015). Las conversiones aumentaron con el incremento en el contenido de Cu de los OMM, mientras que disminuyeron levemente las selectividades para CG. Los rendimientos a CG para todos los OMM aumentaron a medida que se incrementó el tiempo de reacción, excepto en el Cu25MgAl (Figura 3).

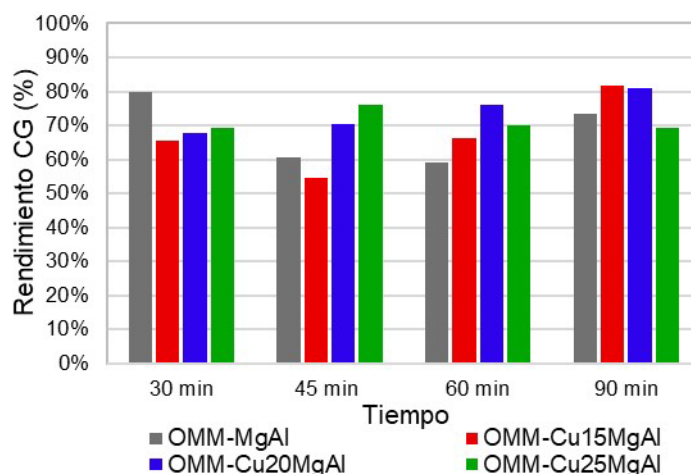


Figura 3: Rendimiento a CG de los catalizadores OMM en la reacción de transesterificación.

En la Tabla 3 se muestran los parámetros catalíticos a 90 min de reacción. Estos comportamientos podrían explicarse por la elevada área superficial (con más sitios activos accesibles para catalizar la reacción) y características básicas que poseen todos los catalizadores. En base a estos resultados, la mayor actividad catalítica para la obtención de carbonato de glicerilo, se lograría a los 90 minutos con el OMM Cu15MgAl. La literatura informada enfatizó que la reacción de transesterificación se ve facilitada por la disponibilidad de sitios de una fuerte basicidad de Lewis (Marimuthu et al., 2018). Los resultados actuales apuntan a que los sitios básicos fuertes de los OMM de Cu juegan un papel importante en la adquisición de un alto rendimiento de CG.

Catalizador OMM	Conversión Gly (%)	Selectividad (%)		Rendimiento CG (%)
		CG	GD	
MgAl	85,6	85,7	14,3	73,3
Cu15MgAl	86,3	94,5	5,5	81,5
Cu20MgAl	92,9	87,1	12,9	80,9
Cu25MgAl	94,5	73,2	26,8	69,2

Condiciones de reacción: Gly 1,1051 g (12 mmol), EC 2,1135 g (24 mmol); catalizador: 2,55% en peso con respecto a la masa total de reactivos; temperatura de reacción: 45°C; tiempo de reacción: 90 min.

Tabla 3. Conversión, selectividad y rendimiento a 90 min de reacción.

4. Conclusión

El tratamiento térmico de los HDL con distinto contenido de Cu obtenidos por coprecipitación, generó la formación de MgO, conjuntamente con CuO, aunque los picos característicos de estos últimos no fueron evidentes atribuyéndose a la buena dispersión de los mismos. Se comprobó la presencia de los metales incorporados en forma de óxidos por espectrometría de emisión atómica. Las áreas superficiales aumentaron en los OMM con respecto a sus precursores mediante la descomposición térmica. Todos los materiales presentaron propiedades básicas. La basicidad de los OMM con distintas cargas de Cu incorporado incrementó en sitios fuertes con el aumento del contenido de Cu. En cuanto a la evaluación catalítica, el OMM-Cu15MgAl presentó el mayor rendimiento a CG (81,5 %) a los 90 minutos de reacción. Esto se atribuye a que este material presenta una adecuada distribución de la basicidad de

superficie y una gran área superficial, por lo tanto, posee más sitios activos accesibles para catalizar la reacción. Este trabajo trae importantes mejoras en la búsqueda de rutas verdes para transformar el glicerol en químicos sustitutos de compuestos derivados del petróleo y con menor impacto ambiental por parte de la industria del biodiesel. Se proyecta, una vez evaluados todos los catalizadores con diferentes metales incorporados (Zn, Ni, Cd y Mn) y alcanzadas las condiciones óptimas de reacción, realizar un estudio de impacto ambiental referido al ciclo vida del presente proceso de transesterificación con el fin de que este trabajo de investigación represente un proceso sostenible y contribuya a mejorar la producción de biodiesel. Es sabido que, en la evaluación del impacto ambiental, el proceso se podría dividir en tres etapas: a) recolección y tratamiento previo del glicerol como materia prima, b) producción de carbonato de glicerilo y c) manejo de residuos. Asimismo, se podrían considerar los diferentes escenarios planteados por cada catalizador a testear en la reacción de transesterificación esperando corroborar, como reportaran otros autores, que la etapa de producción tiene la mayor contribución en el impacto global del proceso y que el uso del catalizador heterogéneo seleccionado disminuye, en parte, el impacto ambiental negativo que produciría un catalizador homogéneo.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen al geólogo Julio Fernández y al Dr. Celso Pérez por la ayuda en la ejecución de las mediciones. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y a la Universidad Tecnológica Nacional por el financiamiento para realizar las investigaciones.

6. Referencias

- Burange A, & Gawande M. (2016). En *Encyclopedia of Inorganic and Bioinorganic Chemistry*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Climent M, Corma A, De Frutos P, Iborra S y otros. (2010). *J. Catal.*, 269(1), 140-149.
- Ga, P, Li F, Zhan H, Zhao N y otros. (2013). *J. Catal.*, 298, 51-60.
- Hu J, Gu Y, Guan Z, Li J y otros. (2011). *ChemSusChem*, 4(12), 1767-1772.
- Leal J. (2005). Publicación de las Naciones Unidas.
www.cepal.org/es/publicaciones/5644-ecoeficiencia-marco-de-analisis-indicadores-y-experiencias.
- Liu Z, Wang J, Kang M, Yin N y otros. (2015). *J. Ind. Eng. Chem.*, 21, 394-399.
- Mallesham B., Raikwar D, Shee D. (2020). En C Hussain y P Sudarsanam (Ed.), *Advanced Functional Solid Catalysts for Biomass Valorization* (pp. 1-37). Elsevier.
- Marimuthu M, Marimuthu P, Ashok A, Palanivelu S, Rajagopalan V. (2018). *Mol. Catal.*, 460(September), 53-62.
- Sonnati M, Amigoni S, Taffin E, Darmanin T y otros. (2013). *Green Chem.*, 15(2), 283-306.
- Ullah F, Dong L, Bano A, Peng Q, Huang J. (2016) *J. Energy Inst.* 89: 282-292.
- Védrine J. (2019). *ChemSusChem*, 12(3), 577-588.
- Wang D, Zhang X, Cong X, Liu S, Zhou D. (2018). *Appl. Catal. A Gen.*, 555(January), 36-46.
- Wu Y., Song X, Cai F, Xiao G. (2017). *J. Alloys Compd.*, 720, 360-368.

Desarrollo de un indicador de circularidad e impacto aplicado a una red de intercambio en un parque industrial

Fernando Arce Bastias^{1,2*}
Alejandro Pablo Arena^{1,2}

^{1*} Grupo CLIOPE, Facultad Regional Mendoza, Universidad Tecnológica Nacional (Rodríguez 273-Ciudad de Mendoza, 261 5244693, farcebastias@mendoza-conicet.gob.ar)

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET-CCT Mendoza (Av. Carlos Thays s/n - Parque General San Martín - Mendoza, 261 5244050)

Resumen

La Economía Circular (EC) propone un enfoque más amplio y completo del ciclo de vida de cualquier proceso y de su interacción con el medio. En general, las métricas propuestas solo se enfocan en el cierre de ciclo de materia y no consideran la naturaleza sistémica y multidisciplinaria a la que la EC aspira. Este trabajo tiene el objetivo de desarrollar un indicador para evaluar redes de intercambio de agua, energía y materiales. El indicador fue denominado Indicador de Circularidad e Impacto (ICI). La formulación matemática se compone de un numerador que indica las emisiones de CO₂ de la red de intercambio, y un denominador que considera las emisiones de CO₂ de las industrias operando individualmente. Para ilustrar el uso del indicador propuesto, se utilizó un caso de estudio ficticio en el cual las industrias intercambian agua. Se plantearon tres escenarios, dos escenarios con intercambios entre las tres industrias que se compararon con un escenario base sin sinergias. El primer escenario que consideró una sinergia disminuyó el consumo de agua y la generación de efluentes totales, pero el ICI aumentó un 11%, lo que indica un mayor impacto. El segundo escenario con 3 sinergias entre las industrias disminuyó el ingreso y la salida de agua del parque y el ICI decreció un 61%. El ICI demostró ser una herramienta que permite simplificar la información y medir y cuantificar efectivamente el progreso en redes de intercambios de agua, energía y materiales.

1. Introducción

En contraposición al modelo económico actual denominado “Economía Lineal”, la Economía Circular (EC) propone un enfoque más amplio y completo del ciclo de vida de cualquier proceso y de su interacción con el medio (Ghisellini et al., 2016). Aunque no hay un concepto de EC ampliamente aceptado por la comunidad científica, este trabajo toma la definición de Kirchherr et al. (2017) que define la Economía Circular como “un sistema económico que sustituye al concepto de fin de vida por el de reducir, reusar, reciclar y recuperar materiales en los procesos de producción/distribución y consumo. Funciona a nivel micro (productos, empresas, consumidores), meso (Parques Eco-Industriales) y macro (ciudad, región, nación y más allá), con el objetivo de lograr un desarrollo sostenible, creando así simultáneamente calidad ambiental, prosperidad económica y equidad social, en beneficio de las generaciones actuales y futuras”. Las acciones de EC a nivel meso se refieren al desarrollo de Parques Eco-Industriales y redes de Simbiosis Industrial (SI). En los sistemas industriales que funcionan bajo el enfoque de la SI, las industrias que tradicionalmente operante de forma individual, forman una red de intercambio de recursos (materiales, agua y energía) (Ghisellini et al., 2016).

Varios autores destacan la necesidad de medir la transición hacia una EC (Fraccascia & Giannoccaro, 2020; Moraga et al., 2019; Niero & Kalbar, 2019; Saidani et al., 2019; Cayzer et al., 2017; Linder et al., 2017; Elia et al., 2017; Saidani et al., 2017). Hasta el momento, las métricas propuestas solo se enfocan en el cierre de ciclo de materia y no consideran la naturaleza sistémica y multidisciplinaria a la que la EC aspira. Una métrica de circularidad debe ser capaz de considerar los siguientes requisitos: (i) reducción del consumo de recursos, (ii) reducción de las emisiones, (iii) reducción de las pérdidas de material y residuos, (iv) incremento del uso de energías renovables y de recursos reciclados, (v) maximizar la utilidad y durabilidad de los productos, (vi) creación de empleo local, (vii) creación y distribución de valor agregado, (viii) aumentar el bienestar social (Corona et al., 2019). Además, los indicadores deben tener en cuenta la evolución del comportamiento dinámico de los sistemas. La correcta medición de las variaciones en las sinergias permite apoyar la toma de decisión, por ejemplo sobre la aprobación de nuevas empresas involucradas o el incentivo de nuevas inversiones (Felicio et al., 2016). El objetivo de este trabajo es desarrollar un indicador adecuado para medir la efectividad de las estrategias implementadas a nivel meso para avanzar hacia una EC.

Indicadores para una Economía Circular

En términos generales, una variable es una representación de un atributo de un sistema, y tiene un nombre que la diferencia de otras variables. Entonces un indicador puede definirse como una variable individual o como una variable que es función de otras variables. Esa función puede ser una proporción (número relativo a un valor de referencia), índice (número individual resultado del agregado de dos o más variables), o el resultado de un complejo modelo de simulación (Gallopín, 1996). Un indicador permite la comparación y su valor está relacionado con un valor de referencia (Waas, 2014). Además, es una herramienta que permite simplificar la información y medir y cuantificar efectivamente el progreso (Saidani et al., 2019).

Debido a la creciente crisis ambiental y humanitaria, la sociedad ha adoptado a la sustentabilidad como un modelo de desarrollo principal. Es importante que la sustentabilidad promueva la implementación de acciones concretas, y además sea considerada para la toma de decisión porque en cada acción subyace una decisión. Los indicadores de sustentabilidad desempeñan un importante rol debido a que son herramientas que apoyan la toma de decisión en diferentes ámbitos y en varios contextos socioeconómicos (Waas, 2014).

En la literatura, la EC es vista como una condición para la sustentabilidad (Geissdoerfer et al., 2017). Las estrategias de EC pueden ser aplicadas a distintos niveles y tener varios objetivos. Las estrategias pueden estar enfocadas en la conservación del producto o sus partes, en la preservación de la energía incorporada en los recursos o la promoción de modelos de negocios que eviten el consumo de nuevos productos (Moraga et al., 2019). Para medir el impacto o los beneficios de las estrategias de EC es necesario desarrollar indicadores apropiados. Un indicador adecuado debe tener en consideración la sustentabilidad ambiental y la circularidad de los productos o materiales. Walker et al. (2018) afirma que los indicadores de circularidad apuntan a comunicar sobre las decisiones en el diseño del ciclo de vida sin la necesidad de realizar un análisis completo del ciclo de vida.

A nivel meso, Huysman et al. (2017) desarrollaron un indicador de desempeño denominado *Circular Economy Performance Indicator* (CPI). El CPI se define como la razón entre el beneficio ambiental actual sobre el beneficio ambiental ideal de acuerdo a la calidad del material reciclado. Este indicador se enfoca en los recursos naturales y para la cuantificación de su consumo se utiliza el método *Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment* (CEENE). Los autores realizaron este indicador con el objetivo de analizar los beneficios ambientales de la gestión de residuos plásticos. Por otro lado, Felicio et al. (2016) propusieron el indicador *Industrial Symbiosis Indicator* (ISI) y se basa en el índice *Environmental Impact Momentum* (EIM). Este indicador está influenciado por dos teorías: Análisis de Flujo de Materiales y Evaluación del Impacto Ambiental. Los autores destacan que es una herramienta que permite gestionar a los Parques Eco-Industriales como sistemas dinámicos.

El Análisis de Ciclo de Vida como herramienta de evaluación de la Economía Circular

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una metodología que evalúa aspectos ambientales y potenciales impactos a lo largo del ciclo de vida de un producto. El ACV ha sido estandarizada en las normas ISO 14040 (ISO, 2006a) y 14044 (ISO, 2006b). Mediante la aplicación del ACV, se recolecta la información relacionada con los flujos de materia y energía del ciclo de vida de un producto y se determina los potenciales impactos ambientales. De acuerdo con ISO, las cuatro fases del ACV son: (i) definición del objetivo y alcance, (ii) Análisis del Inventario de Ciclo de Vida, (iii) Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida, (iv) interpretación.

Entre todas las disciplinas utilizadas para estudiar la SI, el ACV resulta ser un marco de evaluación adecuado para medir el desempeño ambiental (Mattila et al., 2012). El ACV permite identificar las ventajas y los beneficios del intercambio de recursos y servicios. Y con esta información se pueden tomar decisiones justificadas y demostrar el compromiso del sistema industrial con el Desarrollo Sostenible (Daddi et al., 2017).

Además, se ha demostrado que mediante la aplicación del ACV es posible identificar los beneficios individuales que obtiene cada participante de la red de intercambio (Martin, 2019; Martin et al., 2015). Según Corona et al. (2019), el ACV y sus indicadores derivados han manifestado un alto potencial para abordar todos los objetivos de la EC en los diferentes niveles. Además, los autores recomiendan que los futuros desarrollos metodológicos se basen en los actuales marcos de evaluación de la sostenibilidad, como el ACV.

2. Materiales y métodos

En este trabajo, desarrollamos un indicador para evaluar redes de intercambios de agua, energía y materiales. Para el modelado de la red de industrias, consideramos cada intercambio de forma separada.

Balances de las fuentes y los sumideros

En el diseño y evaluación de redes de SI, la mayoría de los trabajos se centran en la configuración de redes de intercambio considerando de forma separada el agua, la energía y los materiales (Boix et al., 2015). Debido a la imposibilidad de difundir información detallada sobre los procesos, el enfoque de cajas negras ha sido empleado satisfactoriamente para el modelado de industrias. Mediante este enfoque se considera el escenario típico donde hay información incompleta, y en el diseño y análisis de las redes de intercambio solo se incluyen las características de entrada y salida (Aviso, 2014). El diseño de los balances de fuentes y sumideros está basado en el modelo de optimización de un conjunto de industrias que intercambian agua del trabajo de Aviso (2014). En este trabajo se elabora un modelo en el que las industrias pueden intercambiar, además de agua, también energía y materiales.

Balance en el sumidero:

$$\sum_{i=1}^{N_I} r_{ijm} + F_{jm} = D_{jm} \quad \forall j, m \quad (1)$$

Balance en la fuente:

$$\sum_{j=1}^{N_J} r_{ijm} + w_{im} = S_{im} \quad \forall i, m \quad (2)$$

Además, para poder identificar las conexiones entre fuente y sumidero que se han activado se introduce la variable binaria x_{ij} . Esta variable toma el valor de 1 cuando se establece el intercambio, y el valor 0 en caso contrario.

$$x_{ij} \in \{0,1\} \quad (4)$$

Además, se asume que las industrias ya han integrado el reciclaje, lo que resulta en una sola salida y una sola entrada. Por ello, se introduce la Ecuación (5):

$$r_{ijm} = 0 \quad \forall i = j, m \quad (5)$$

Desarrollo del indicador

El indicador fue denominado ICI (Indicador de Circularidad e Impacto) y la Ecuación (6) muestra su fórmula matemática. El ICI es un indicador genérico que se aplica a los intercambios de los 3 tipos de recursos nombrados anteriormente. El numerador de la Ecuación (6) indica las emisiones de CO₂ de la red de intercambio, y el denominador indica las emisiones de CO₂ de las industrias operando individualmente. La Ecuación (6) es:

$$ICI_m = \frac{\sum_{j=1}^{N_j} (F_{jm} \cdot I_{Fjm}) + \sum_{i=1}^{N_i} \sum_{j=1}^{N_j} (r_{ijm} \cdot I_{rijm}) + \sum_{i=1}^{N_i} (w_{im} \cdot I_{wim})}{\sum_{j=1}^{N_j} (D_{jm} \cdot I_{Fjm}) + \sum_{i=1}^{N_i} (S_{im} \cdot I_{wim})} \quad (6)$$

Descripción del caso de estudio

El indicador fue evaluado utilizando un caso de estudio ficticio presentado en el trabajo de Aviso (2014). En este caso, tres industrias conforman una red de intercambio de agua dentro de un parque industrial. Cada industria es considerada como una "caja negra" y puede funcionar como fuente o sumidero. Además, solo se considera una corriente de entrada y una corriente de salida para cada industria. La información sobre los caudales de entrada y salida, concentraciones del contaminante y emisiones asociadas a las corrientes es presentada en la Tabla 1. En cuanto a la disposición del agua residual fuera del parque, se supuso que la concentración del contaminante debe ser menor a 50 mg/L.

Con el objetivo de que la sinergia que se establezca cumpla con requisitos de calidad en cuanto a la presencia de cierto contaminante, se introdujo la siguiente restricción:

$$\sum_{i=1}^{N_i} r_{ijm} C_i + F_{jm} C_F \leq D_{jm} C_j \quad \forall j, m \quad (7)$$

Tabla 2. Fuentes y sumideros de la red de intercambio de agua

		Industria A	Industria B	Industria C
Fuente	S _i (m ³ día ⁻¹)	500	2000	800
	C _i (mg L ⁻¹)	100	110	50
Sumidero	D _j (m ³ día ⁻¹)	1200	1200	500
	C _j (mg L ⁻¹)	120	90	20
Impacto	I _{wi} (kgCO ₂ m ⁻³)	0,6	0,66	0
	I _{Fi} (kgCO ₂ m ⁻³)	0,008	0,008	0,008

La viabilidad económica de las sinergias se aborda especificando límites inferiores y superiores del caudal de agua que se intercambia, representado en las Ecuaciones (8) y (9).

$$x_{ij} R_{ij}^U - r_{ijm} \geq 0 \quad \forall i, j, m \quad (8)$$

$$r_{ijm} - x_{ij} R_{ij}^L \geq 0 \quad \forall i, j, m \quad (9)$$

Estos límites se basan en la capacidad operativa de las cañerías de transporte. El flujo máximo que puede ser intercambiado entre las industrias está limitado por la

disponibilidad de agua de la fuente o por la demanda del sumidero dependiendo de cuál de los dos es menor (Tabla 2). El límite inferior está delimitado por el tamaño de la cañería. Una vez que se estableció la sinergia, se debe decidir el tamaño de la cañería, y esto determinará los caudales en los cuales se puede operar. El caudal mínimo operativo varía entre 50-70% del caudal máximo (Aviso, 2014). Si el caudal de agua de la sinergia establecida es menor, la sinergia entre las industrias no será viable. Una sinergia entre dos industrias solo se justifica si opera al menos al 70% del caudal máximo.

Tabla 3. Límites máximos de los intercambios de agua ($m^3 \text{ día}^{-1}$)

Fuente	Sumidero		
	A	B	C
A	0	500	500
B	1200	0	500
C	800	800	0

Los valores de emisión ($\text{kgCO}_2\text{eq m}^{-3}$) asociados al tratamiento necesario para disponer el agua proveniente de la fuente i en el sumidero j fueron calculados con el método IPCC 2013 GWP 100a (Tabla 3). Para ello, utilizamos los inventarios de la base de datos Ecoinvent 3.5, mediante el programa SimaPro® versión 9.0.0.32.

Tabla 4. Emisiones de CO_2 asociadas al tratamiento del agua reciclada de la fuente i al sumidero j ($\text{kgCO}_2\text{eq m}^{-3}$).

Fuente	Sumidero		
	A	B	C
A	0	0,12	0,96
B	0	0	0
C	0	0	0

Para ilustrar el uso del indicador, planteamos 2 escenarios distintos en donde hay intercambios entre las tres industrias y un escenario base donde no hay sinergia. En el escenario 1, el agua residual generada por la industria A es tratada y posteriormente utilizada por la industria C (Tabla 4). En el escenario 2, se establecen 3 sinergias: las industrias A, B y C son las fuentes y las industrias A y B son los sumideros (Tabla 5).

Tabla 5. Caudal de agua reciclada de la fuente i al sumidero j para el Escenario 1 ($m^3 \text{ día}^{-1}$)

Fuente	Sumidero		
	A	B	C
A	0	0	500
B	0	0	0
C	0	0	0

Tabla 6. Caudal de agua reciclada de la fuente i al sumidero j para el Escenario 2 ($m^3 \text{ día}^{-1}$)

Fuente	Sumidero		
	A	B	C
A	0	400	0
B	1200	0	0
C	0	800	0

3. Resultados y discusión

Con el objetivo de medir la transición hacia una EC, en este trabajo se desarrolló el indicador ICI. Este indicador es utilizado en redes de intercambio de agua, energía y materiales. Para ilustrar su forma de uso, se llevó a cabo la prueba del ICI en un caso de estudio ficticio en el cual las industrias intercambian agua.

Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 6. En el escenario 1, el consumo de agua y la generación de efluentes totales del parque disminuyeron por la incorporación de una sinergia entre la industria A y C, pero el ICI aumentó un 11%, lo que indica un mayor impacto. En el escenario 2, se realizaron 3 sinergias entre las industrias que disminuyeron el ingreso y la salida de agua del parque y el ICI decreció un 61%.

La SI es considerada una estrategia que produce efectos positivos sobre el ambiente. Sin embargo, en el escenario 1, a pesar de que se estableció una sinergia en entre dos industrias que provocó una disminución del agua que ingresa al parque, el ICI se incrementó. Este incremento indica un impacto negativo en el ambiente debido a la mayor emisión que produce la estrategia. En el escenario 2, el establecimiento de 3 sinergias produjo beneficios ambientales positivos en el parque, tanto en la reducción del consumo de recursos como en la generación de emisiones.

Tabla 7. Resultados del ICI para todos los escenarios.

	Escenario Base	Escenario 1	Escenario 2
ΣF_{jm} (m ³ día ⁻¹)	2900	2400	500
ΣW_{im} (m ³ día ⁻¹)	3300	2800	900
ICI (-)	1	1,11	0,39

El ICI evaluado en ambos escenarios considera la circularidad del recurso y el impacto ambiental de las sinergias. Es por ello que en el escenario 1, a pesar de disminuir el ingreso de agua al parque y la generación de agua residual, el ICI es mayor a 1 debido a las mayores emisiones que produce el tratamiento del agua reciclada entre las industrias A y C. El indicador no solo considera el caudal que se recicla para cerrar el ciclo de materia, sino que también las emisiones asociadas a la producción del agua con la calidad adecuada para ingresar a cada industria. Conclusiones similares han sido documentadas cuando se evalúa el reciclaje de los materiales (Huysman et al., 2017).

4. Conclusiones

La EC promueve el establecimiento de sinergias enfocadas en el cierre del ciclo de materia y esto es visto como una forma ambientalmente sustentable. Si bien estas estrategias producen efectos positivos sobre el ambiente es importante realizar una correcta evaluación de cada caso. El objetivo del presente trabajo fue desarrollar un indicador que mida de forma dinámica los avances de la estrategia en la que se establece una de red intercambio dentro de un parque industrial y demostrar su forma de empleo. El indicador desarrollado en este trabajo cumple con los primeros 4 requisitos enumerados en la sección 1.

El ICI provee una información útil sobre la circularidad y la sustentabilidad ambiental de las estrategias de EC a nivel meso. El cálculo se realiza mediante la razón entre las emisiones de CO₂ de todos los flujos de la red de intercambio sobre las emisiones de

las industrias sin intercambio. Este indicador fue evaluado en una red de intercambio de agua pero también puede ser aplicado en intercambios de energía y materiales. El ICI muestra de forma sencilla aquellas sinergias que producen más beneficios ambientales que otras.

Es indicador y sus resultados permiten evaluar una red de intercambio como un sistema dinámico. Entender la naturaleza dinámica de los sistemas industriales promueve toma de decisiones más justificadas. Sin embargo, el ICI presenta algunas limitaciones: no considera otros impactos ambientales (acidificación, eutrofización, etc.), no tiene en cuenta la relación simbiótica con otros parques industriales, no provee información sobre las dimensiones social y económica de la sustentabilidad.

Con el objetivo de fomentar las iniciativas de EC a nivel local, los indicadores deben destacar los beneficios de la simbiosis más allá de la red de SI. Es por ello que futuros trabajos deben enfocarse en mostrar los beneficios individuales de cada participante. Con el fin de considerar las tres dimensiones de la sustentabilidad, los indicadores basados en el Análisis de Ciclo de Vida deben ampliarse mediante la utilización del Análisis Social de Ciclo de Vida y los Costos de Ciclo de Vida.

Nomenclatura

Índices

i	Índice para la fuente
j	Índice para el sumidero
m	Índice para el recurso (agua, energía, materiales)

Parámetros

N_i	Número total de fuentes
N_j	Número total de sumideros

Variables

r_{ijm}	Recurso reciclado desde la fuente i hasta el sumidero j
F_{jm}	Recurso m que ingresa a la industria j
X_{ij}	Variable binaria
W_{im}	Residuos asociados al recurso m que salen de la fuente i

Constantes

D_{jm}	Demanda total del recurso por el sumidero j
S_{im}	Salida total de residuos de la fuente i
C_i	Concentración del contaminante en la fuente i
C_F	Concentración del contaminante en el recurso que ingresa al parque
C_j	Concentración del contaminante en el sumidero j
R_{ij}^U	Límite superior del recurso reciclado de la fuente i al sumidero j
R_{ij}^L	Límite inferior del recurso reciclado de la fuente i al sumidero j
I_{Fjm}	Emisiones de CO_2 asociadas a la extracción del recurso y provisión a la industria j
I_{rijm}	Emisiones de CO_2 asociadas al tratamiento del recurso reciclado para que cumpla con las especificaciones de calidad del sumidero j
I_{wim}	Emisiones de CO_2 asociadas al tratamiento del residuo que se dispone fuera del parque industrial

5. Referencias

Aviso, K. B. (2014). Design of robust water exchange networks for eco-industrial symbiosis. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(2), 160–170.

Boix, M., Montastruc, L., Azzaro-Pantel, C., & Domenech, S. (2015). Optimization methods applied to the design of eco-industrial parks: a literature review. *Journal of Cleaner Production*, 87, 303–317.

Cayzer, S., Griffiths, P., & Beghetto, V. (2017). Design of indicators for measuring product performance in the circular economy. *International Journal of Sustainable Engineering*, 10(4–5), 289–298.

Corona, B., Shen, L., Reike, D., Rosales Carreón, J., & Worrell, E. (2019). Towards sustainable development through the circular economy—A review and critical assessment on current circularity metrics. *Resources, Conservation and Recycling*, 151(3), 104498.

Daddi, T., Nucci, B., & Iraldo, F. (2017). Using Life Cycle Assessment (LCA) to measure the environmental benefits of industrial symbiosis in an industrial cluster of SMEs. *Journal of Cleaner Production*, 147, 157–164.

Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2741–2751.

Felicio, M., Amaral, D., Esposto, K., & Gabarrell Durany, X. (2016). Industrial symbiosis indicators to manage eco-industrial parks as dynamic systems. *Journal of Cleaner Production*, 118, 54–64.

Fraccascia, L., & Giannoccaro, I. (2020). What, where, and how measuring industrial symbiosis: A reasoned taxonomy of relevant indicators. *Resources, Conservation and Recycling*, 157(February), 104799.

Gallopín, G. C. (1996). Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. *Environmental Modeling & Assessment*, 1(3), 101–117.

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768.

Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32.

Huysman, S., De Schaepmeester, J., Ragaert, K., Dewulf, J., & De Meester, S. (2017). Performance indicators for a circular economy: A case study on post-industrial plastic waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 120, 46–54.

International Organization for Standardization-ISO (2006a). *Environmental management: Life cycle assessment: Principles and framework*. Geneva.

International Organization for Standardization-ISO (2006b). Environmental management: Life cycle assessments: Requirements and guidelines. Geneva.

Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127(September), 221–232.

Linder, M., Sarasini, S., & van Loon, P. (2017). A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 545–558.

Martin, M. (2019). Evaluating the environmental performance of producing soil and surfaces through industrial symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, 24(3), 626–638.

Martin, M., Svensson, N., & Eklund, M. (2015). Who gets the benefits? An approach for assessing the environmental performance of industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production*, 98, 263–271.

Mattila, T., Lehtoranta, S., Sokka, L., Melanen, M., & Nissinen, A. (2012). Methodological Aspects of Applying Life Cycle Assessment to Industrial Symbioses. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1), 51–60.

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G. A., Alaerts, L., Van Acker, K., ... Dewulf, J. (2019). Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling*, 146(January), 452–461.

Neves, A., Godina, R., Azevedo, S. G., & Matias, J. C. O. (2020). A comprehensive review of industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production*, 247, 119113.

Niero, M., & Kalbar, P. P. (2019). Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resources, Conservation and Recycling*, 140(October 2018), 305–312.

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., & Cluzel, F. (2017). How to Assess Product Performance in the Circular Economy? Proposed Requirements for the Design of a Circularity Measurement Framework. *Recycling*, 2(1), 6.

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., & Kendall, A. (2019). A taxonomy of circular economy indicators. *Journal of Cleaner Production*, 207, 542–559.

Waas, T., Hugé, J., Block, T., Wright, T., Benitez-Capistros, F., & Verbruggen, A. (2014). Sustainability assessment and indicators: Tools in a decision-making strategy for sustainable development. *Sustainability (Switzerland)*.

Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., & Brimacombe, L. (2018). Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy. *Sustainability*, 10(3), 666.

Palabras clave: Simbiosis Industrial, Nivel Meso, Parque Eco-Industrial.

Sustentabilidad Industrial

Implementación de un SGEEn basado en ISO 50001 en una PYME

Implementation of an ISO 50001-BASED EnMS on an SME

Marco Massacesi^{1*}

^{1*} MONDINO SRL (Av. Arijón 1353, Rosario, 0341 4641221, marco@mondinosrl.com.ar)

Resumen:

El siguiente trabajo tiene por objetivo demostrar brevemente las características en implementar un Sistema de Gestión de la Energía ("SGEEn") basado en la norma ISO 50001:2011 en una PyME manufacturera de heladeras comerciales en Rosario, Argentina. El proceso comenzó hacia inicios del 2017 con la aplicación de las secciones de la norma, su inclusión con ISO 9001 y, fundamentalmente, la incorporación en los hábitos de la planta. Integrando ambas normas se elaboró el Sistema Integrado de Gestión ("SIG"), el cual permitió llevar adelante actividades para el monitoreo de la calidad y a su vez la aplicación de medidas de uso racional de la energía y eficiencia energética, por mencionar los más destacados. En el aspecto técnico, se ejecutaron inversiones de casi nula y baja escala, figurando en ellas necesidades del SIG y de la empresa. Entre los resultados más destacados, se tiene que las mejoras en el desempeño energético en el 2019 fueron del 10% y 2% de energía eléctrica y de GLP respectivamente; por otro lado, las sensibilizaciones y capacitaciones hacia el personal de todas las jerarquías permitió la visibilidad de temas referidos a la sustentabilidad ambiental de la industria y el impacto de cada uno en la misma.

Palabras-clave: Gestión de la Energía. Eficiencia Energética. ISO 50001. PyMEs.

1. Introducción

Mondino SRL es una PyME familiar nacida a mediados de 1980. Siempre, desde un inicio, se dedicó a la fabricación de heladeras comerciales como herramienta para la satisfacción de necesidades de sus clientes. Con el tiempo este criterio se fue perfeccionando, desarrollando así un catálogo de productos de diversa índole y atendiendo a múltiples necesidades de los rubros relacionados.

Hacia noviembre del 2016, una consultora ofreció el servicio de implementación de ISO 9001:2015 e ISO 50001:2011 a través de un crédito otorgado por la Secretaría de Emprendedores y PyMEs. A partir de esta situación la Gerencia responde positivamente y empieza todo el proceso.

La principal motivación de Mondino SRL en implementar un SIG fue como un desafío propio en la visión del gerente general. Si bien hace unos años ya se había contado con ISO 9001:2008, la realidad es que se aprovechó esta oportunidad para revisar hábitos, re-estandarizar anteriores y nuevos, así como procesos, e iniciar un camino de mejora.

Ya definido el proyecto, a partir de esa fecha, en conjunto con la consultora, se fueron diseñando, redactando y ejecutando todos los procedimientos necesarios que compondrían el Sistema Integrado de Gestión (en adelante, "SIG").

2. Métodos

2.1. Ciclo PHVA aplicado a la norma ISO 50001:2011

Concretamente, la metodología propuesta por las normas ISO que refieren a sistemas de gestión es el ciclo PHVA, conocido como círculo de Deming. Así, para la norma ISO 50001:2011⁴ cobra la siguiente interpretación:

⁴ La versión 2018 presenta cambios en esta estructura. Dada la fecha de implementación, se presenta la versión 2011.

Tabla1: Resumen del círculo de Deming a la gestión de la energía

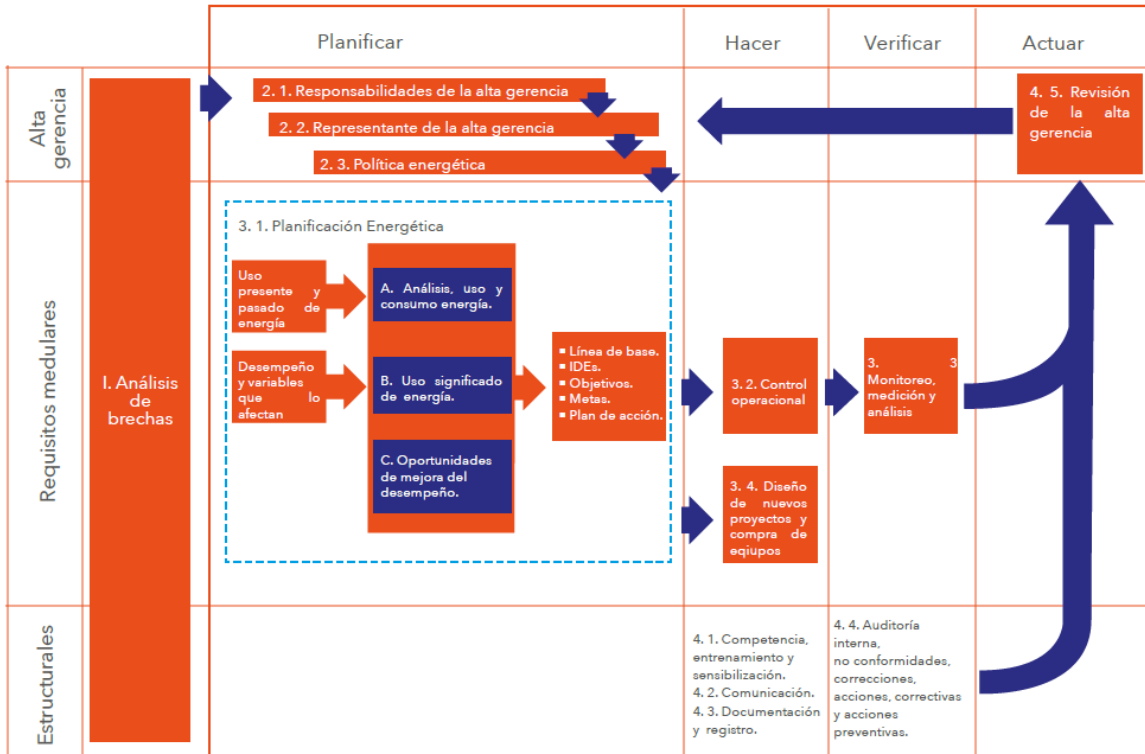
Etapa	Descripción
PLANIFICAR	Se define la Política Energética (fundamental para el SIG), se lleva adelante la Revisión Energética, se programan mediciones, se realiza una auditoría energética inicial, se establecen las Líneas de Base Energética y los Indicadores de Desempeño Energético. Con toda esta información se definen las Oportunidades de Mejora, y luego se seleccionan cuáles se realizarán. Estas serán los Planes de Acción que permitirán alcanzar los Objetivos Energéticos. Aplica de manera semejante para ISO 9001:2015.
HACER	Busca implementar procedimientos y procesos regulares para gestionar y mejorar el desempeño energético ⁵ . Se ejecutan los planes de acción, las mediciones, los mantenimientos, las reuniones del Equipo de Gestión y lo referente a Compras y Diseño.
VERIFICAR	Se realiza el seguimiento, monitoreo, medición y análisis de los indicadores y se evalúan con los resultados de las Líneas de Base proyectadas. Esto permite definir el orden de magnitud de los distintos ahorros. Se detectan las No Conformidades del SGEN y se resuelven. Si corresponden, se incorporan a los procedimientos ya establecidos. A esta etapa le corresponde la realización de la auditoría interna.
ACTUAR	Es la toma de acciones para mejorar continuamente el desempeño energético según resultados. Aquí se ejecuta la Revisión por la Dirección, en donde se hace un análisis del estado del sistema de gestión y del desempeño energético (no conformidades, indicadores, ahorros, mejoras concretadas), se definen las necesidades de recursos y se dejan establecidos los lineamientos del sistema para el período siguiente.

Fuente: elaboración propia según todas las referencias.

La integración de los elementos de la norma se resume en la siguiente imagen:

⁵ Desempeño energético: resultados medibles relacionados con la eficiencia energética, el uso de la energía y el consumo de la energía. Fuente: ISO 50001:2011.

Ilustración 1: Ciclo PHVA aplicado a un SGE según sus requerimientos.



Fuente: Guía de implementación de Sistema de Gestión de la Energía Basada en ISO 50001 (2013), AChEE.

2.2. Breve descripción del equipamiento en la planta

Las heladeras fabricadas son del estilo de panel sándwich, cuyo interior es espuma de poliuretano y el exterior son chapas de acero. Brevemente, la descripción del proceso de producción es el siguiente: se corta la chapa mediante guillotinas, se la punzona y pliega en la pestañadora y plegadoras; se arma el panel (con la pieza exterior e interior respectivamente), se coloca en las prensas calefactoras, se inyecta la espuma y se deja curar la misma. Cada prensa calefactora posee una pequeña caldera de calentamiento de aceite mediante GLP vaporizado por red. Luego del curado de la espuma se limpian los paneles y se procede al ensamble (este último mediante herramientas neumáticas manuales). En paralelo se desarrollan las bases de cada heladera, así como las parrillas; eventualmente piezas de acero pueden ser soldadas según el modelo. Todo está alimentado mediante energía eléctrica.

En términos generales, la empresa consume energía de la siguiente manera:

- Energía eléctrica (EE): alimenta a la totalidad de los dispositivos, tanto de oficina como fundamentalmente de planta. En este sentido se dispone de: un compresor a tornillo, guillotinas, plegadoras, punzonadoras, pestañadoras, prensas calefactoras de pistones hidráulicos, soldadoras, ingleteadora y sensitiva.
- GLP: se utiliza exclusivamente para el calentamiento del aceite que fluye por el interior de los platos de las prensas calefactoras.

Por tal, los vectores energéticos principales para el funcionamiento son la energía eléctrica adquirida a EPESF⁶ y el GLP⁷ comprado a discreción a la distribuidora. Estos vectores, en términos generales, son parte de los medios para lograr la fabricación de unidades, objetivo de la unidad de negocio.

2.3. Identificación de los usos y consumos

A partir de la Revisión Energética, se realizó un relevamiento de todos los dispositivos, potencias, factores de carga, rendimientos, entre otros. El objetivo de ello es poder definir cuáles son los Usos Significativos de la Energía⁸, así como el consumo asociado. Considerando un bimestre promedio se obtuvieron los siguientes valores (por criticidad "Neumática" constituye un uso aparte):

Tabla 2: Usos y consumos relativos de energía eléctrica para un bimestre promedio.

Usos	Participación [%]
CORTE	20,72%
PLEGADO	21,39%
INYECCION DE POLIURETANO	19,96%
NEUMÁTICA	19,46%
HERRERIA	4,46%
EQUIPAMIENTO/PRUEBA	0,27%
ARMADO Y LIMPIEZA	2,20%
SERVICIOS TOTALES	9,26%
OFICINA TECNICA Y ADM / ALMACEN	2,29%

Fuente: elaboración propia

⁶ Empresa Provincial de la Energía de Santa Fe.

⁷ Gas licuado de petróleo.

⁸ Uso de la energía: forma o tipo de aplicación de la energía. Uso Significativo de la Energía: uso que ocasiona un consumo sustancial de energía y/o que ofrece un potencial considerable para la mejora del desempeño energético. Fuente: ISO 50001:2011.

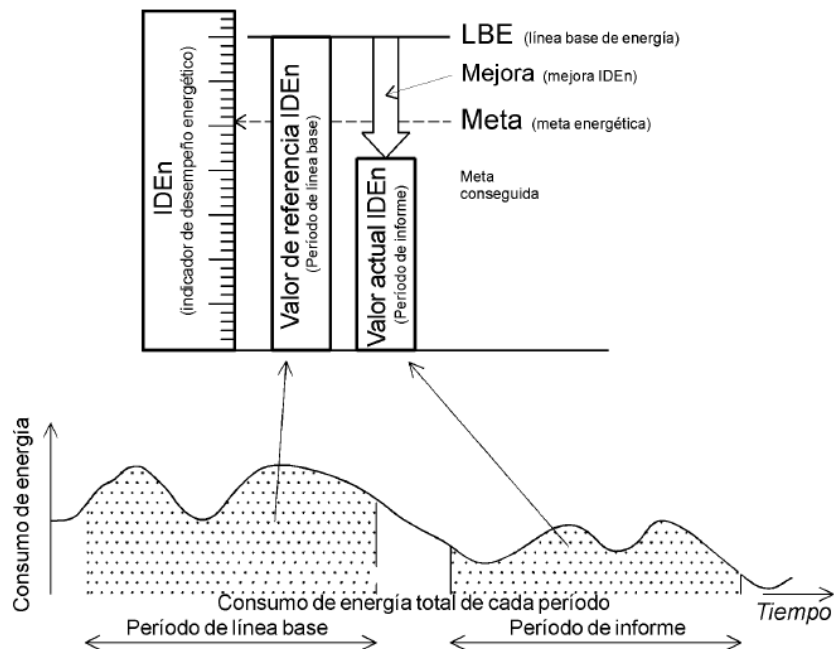
Se indica que el consumo exclusivo de GLP son las prensas calefactoras, por lo que el uso único es "calentamiento de aceite para inyección de poliuretano".

2.4. Concepto de línea de base energética e indicadores. Estimación del ahorro

Con la información obtenida se elabora la línea de base energética, la cual será la referencia cuantitativa que proporciona la base para la comparación del desempeño energético. Tomando el consumo histórico ("período de línea de base") se determinará la matemática necesaria para proyectar el consumo energético que hubiese tenido la organización sin las intervenciones realizadas a través de la aplicación del SGE ("período de informe"). En adición, también se definen los indicadores de desempeño energético, que serán los consumos por unidad producida para cada vector.

Se define a la mejora del desempeño energético como la diferencia entre la línea de base energética (supuesto consumo sin intervenciones de eficiencia energética) y el valor del indicador del desempeño energético, ambos en función de la/s variable/s relevante/s según la flecha del tiempo. El modelo teórico que refleja esto es el que se muestra a continuación:

Ilustración 2: Período de base y de informe en un SGE



Fuente: ISO 50006:2014.

2.5. Acciones implementadas

En función de los usos, se priorizan las acciones a tomar, tanto por el valor relativo de cada uno, así como el potencial de ahorro a disposición. Dentro de estas acciones se encuentran aquellas referidas al uso racional de la energía y también las de eficiencia energética, por un lado, pero también aspectos de la productividad con potencial de mejora.

El inicio de la implementación marca el punto de divergencia entre el consumo según la línea de base energética y el valor del indicador correspondiente al vector. Nótese que no se trata de ahorrar energía o autogenerarla a partir de fuentes renovables, sino que la mejora del desempeño energético se explica, en este caso, a través de los indicadores: dado que es consumo por unidad producida, la mejora no se obtiene únicamente mediante intervenciones en el plano de la energía, sino también a partir de la productividad en la fabricación. Así, se busca, o bien disminuir el consumo manteniendo la producción, o bien mantener el consumo y aumentar la producción o, en el mejor de los casos, ambas. En cualquiera de los escenarios, lo que se busca es lograr una eficiencia en los consumos. De esa manera se logran reducir las emisiones de gases de efecto invernadero por unidad, no solamente de manera local, sino en la cadena energética de todos los vectores.

Durante el período 2017-2019 se implementaron las siguientes acciones resumidas, ordenadas en orden ascendente según el nivel de inversión requerido:

Tabla 3: Resumen de las acciones implementadas en el marco del SIG

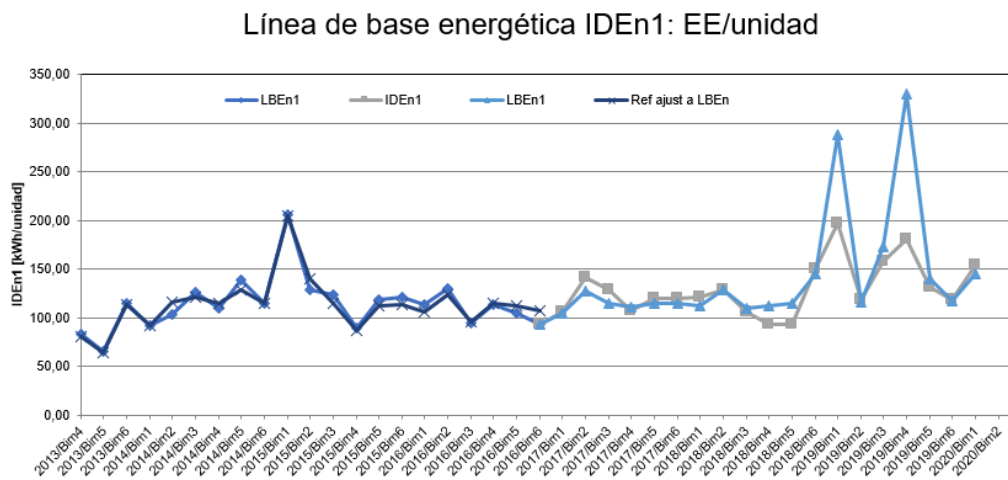
Mejora...	Frecuencia	Descripción	Nivel de inversión
EE/unidad	Mejora de hábito	Reducción de la presión de servicio y de diferencial del compresor.	Nula
Productividad	Continua	Gestión sobre los reprocesos como parte de la aplicación de ISO 9001.	Nula
EE y GLP	Continua	Sensibilización sobre el uso racional de la energía y cambio climático.	Nula
Productividad	Continua	Sensibilización en hábitos de aprovechamiento de las prensas calefactoras.	Nula
Productividad	Continua	Capacitación sobre el personal respecto a las normas ISO 9001 y 50001.	Nula
EE/unidad	Mejora de hábito	Recambio de iluminación de tubo fluorescente a LED en toda la organización (etapas 1 -2017- y 2 -2019-).	Baja
GLP/unidad	Mejora de hábito	Aumento en la frecuencia del mantenimiento de los quemadores en prensas calefactoras.	Baja
EE/unidad	Mejora de hábito	Individualización de sectores para evitar iluminar áreas no requeridas.	Baja
EE/unidad	2021	Instalación de reguladores de presión.	Baja
EE/unidad	2021	Revestimiento de pintura sintética blanca en tragaluces.	Baja
EE/unidad	Continua	Reparación de toda fuga de aire comprimido	Baja
EE/unidad	Anual	Mantenimiento preventivo del compresor	Media
EE de EPESF	En stand-by	Evaluación de la instalación de 30 kWp de paneles fotovoltaicos para autogeneración del 50% anual.	Alta
GLP comprado	En stand-by	Evaluación de la instalación de termostanque solares para calentamiento del aceite térmico de las prensas.	Alta

Fuente: elaboración propia.

3. Resultados y Discusiones

Se presentan a continuación la línea de base para energía eléctrica y GLP:

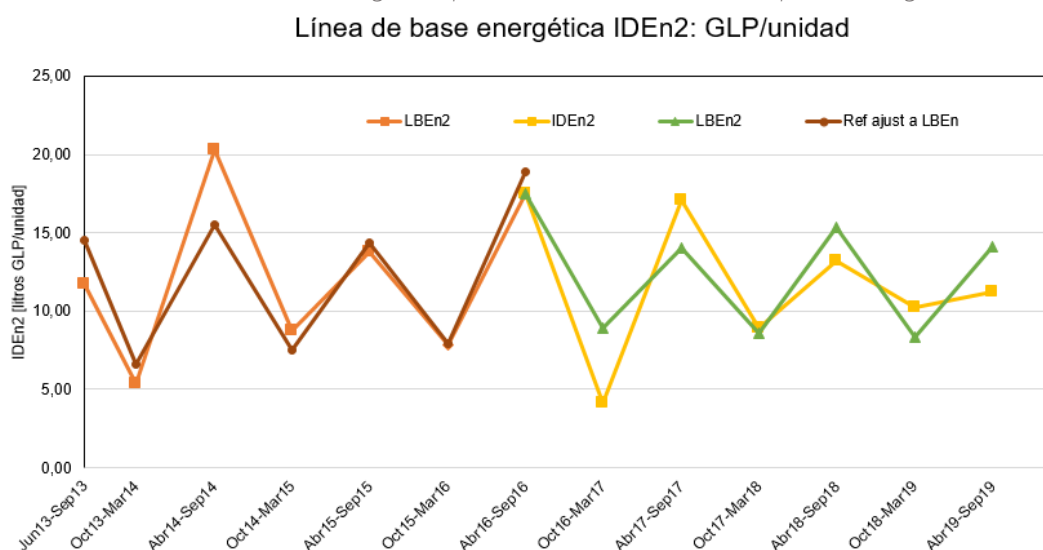
Ilustración 3: Línea de base energética para el indicador de desempeño energético de energía eléctrica



Fuente: elaboración propia.

Como puede observarse en la Ilustración 3, la curva celeste (consumo esperado) es superior a la gris (consumo real), lo que significa que se produjeron ahorros. De todas maneras, esto no es lineal o inmediato. En el 2019 el ahorro fue de un 10% entre el valor real y el valor esperado, permitiendo en gran parte amortiguar los impactos de la caída de ventas de los rubros principales de la empresa.

Ilustración 4: Línea de base energética para el indicador de desempeño energético de GLP



Fuente: elaboración propia.

Como puede observarse en la Ilustración 4, la curva verde (consumo esperado) es superior a la amarilla (consumo real) en los meses menos cálidos, lo que significa que se produjeron ahorros; por otro lado, en los meses más cálidos la tendencia se revierte, indicando que restan desafíos por resolver. En el 2019 el ahorro fue de un 2% entre el valor real y el valor esperado, permitiendo en gran parte amortiguar los impactos de la caída de ventas de los rubros principales de la empresa.

[Por extensión de páginas no se desarrolla más contenido, pero se deja asentado que hay muchísimo más por aportar en estos análisis.]

4. Conclusión

Se ha considerado, en la industria, que esta norma, aplica *mejor* a empresas multinacionales o muy grandes. El objetivo de presentar este trabajo es derrumbar ese mito. Si bien en Argentina no hay muchas PyMEs que hayan certificado, en comparación con las de gran porte (a pesar del bajo número de certificaciones en el país), se logra visibilizar que se puede llevar adelante en una PyME.

Tal vez los ahorros no sean significativos para la organización en sí en relación con la dedicación de recursos, pero eso no significa que no ayude a mitigar las emisiones contaminantes, por el contrario, se requiere la colaboración de todos los actores en esta emergencia climática.

En enero del 2019 la empresa participó de Energy Management Leadership Awards, organizado por el Clean Energy Ministerial, obteniendo el Insight Award. Desde 2018 la ex Secretaría de Gobierno de la Energía de la Nación elabora su propia versión del premio llamado "Premio Argentina Eficiente" tomando el orden de las organizaciones argentinas en el evento internacional. En este contexto Mondino SRL obtuvo el 1er premio, coronándose como ganador del certamen de la edición.

Agradecimientos

El autor del trabajo desea expresar sus agradecimientos a Norberto y Daniel Mondino, socios gerentes de Mondino SRL, y a la Ing. Carolina Pistelli, recurso humano de la consultora, pero fundamentalmente colega, quien colaboró en el desarrollo e implementación del SIG.

5. Referencias

IRAM-ISO 50001:2011: "Sistema de gestión de la energía – requisitos con orientación para su uso".

IRAM-ISO 50006:2014: "Sistema de gestión de la energía – Medición del desempeño energético"

Guía de implementación de SGEN basada en ISO 50001 (2013), AChEE.

Manual para la implementación de un SGEN, 2da edición. 2016. CONUEE/GIZ.

Sitio oficial de Energy Management Leadership Awards y caso de estudio de Mondino SRL (2019).

Premio Argentina Eficiente, Subsecretaría de Energías Renovables y Eficiencia Energética, 2019.

Industria olivícola de Córdoba: una propuesta para el tratamiento de efluentes

Olive industry of Córdoba: a proposal for wastewater treatment

M. Verónica Gerbaldo¹

D. M. Eugenia Álvarez¹

Diana O. Labuckas²

Silvia N. Mendieta^{1*}

Mónica E Crivello¹

^{1*} Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ – UTN – CONICET). Universidad Tecnológica Nacional – Facultad Regional Córdoba. Córdoba, Argentina. Tel: 0351-4690585. smendieta@frc.utn.edu.ar

² Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos. (ICTA-FCEEyN-UNC) Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.

Resumen:

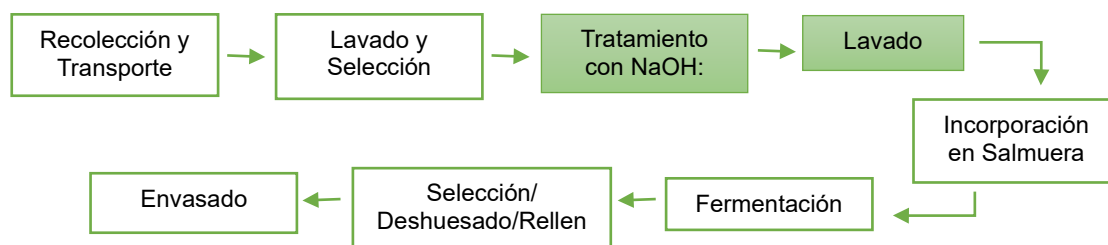
En las industrias elaboradoras de aceitunas, la eliminación de los residuos sólidos y líquidos, denominados Residuos del Sector Olivícola, ha supuesto desde siempre un problema, ya que contienen componentes nocivos para el medio ambiente. Así, el vertido incontrolado de los efluentes líquidos sin tratar provoca problemas ambientales, tanto a nivel regional como mundial. En la elaboración de aceitunas verdes de mesa el principal objetivo, es la remoción al menos parcial del amargor natural del fruto, para tornarlo aceptable como alimento, el cual se logra con un tratamiento con NaOH. Durante los períodos 2018-2019 se realizaron toma de muestras en una empresa representativa de la Ciudad de Cruz del Eje, Córdoba. Se consideró el contenido de fenol como parámetro a seguir en cada etapa propuesta. El efluente en estudio presentó 3020 ppm de fenol como carga inicial. El mismo se acondicionó utilizando carbón activado como material adsorbente, con el cual se obtuvo un 34% de reducción del contenido inicial del mismo. Mediante el uso de procesos avanzados de oxidación, haciendo uso de luz Uv y H₂O₂ como oxidante se logró reducir un 50% de la carga de fenoles utilizando una dilución del efluente de 50% V/V. Dichos resultados son prometedores, ya que aún hay parámetros por modificar que podrán mejorar el rendimiento de la degradación de los fenoles presentes en el efluente en estudio.

Palabras-clave: Efluentes Olivícolas, Degradación de Contaminantes, Ferritas sintéticas.

1. Introducción

En el mundo hay más de 800 millones de olivos en producción [1], de los cuales el 90% se destinan a la obtención de aceite y el 10% restante a frutos en conserva [2]. Tanto en las almazaras como en las industrias elaboradoras de aceitunas, la eliminación de los residuos sólidos y líquidos, denominados Residuos del Sector Olivícola (RSO), ha supuesto desde siempre un problema, ya que contienen componentes nocivos para el medio ambiente. Así, el vertido incontrolado de RSO sin tratar, provoca problemas ambientales tanto a nivel regional como mundial [2]. En el contexto internacional, y según las predicciones estadísticas, se prevé que Argentina ocupe el puesto ocho en cuanto a la producción [3]. En la provincia de Córdoba, la olivicultura constituye una actividad económica de relevancia. Aunque gran parte de la producción de los frutos se destina a la industria aceitera, la elaboración de aceitunas en conserva ocupa un lugar preponderante en el mercado nacional. Como todo proceso productivo, la industria olivícola no escapa a la generación de efluentes. Hasta el momento tanto en Argentina como en numerosos países mediterráneos productores de aceitunas, la respuesta a dicha generación es la acumulación en balsas abiertas, para que se reduzca el volumen, por evaporación. Dichas balsas son depósitos situados en su totalidad por debajo de la cota del terreno circundante y no requieren una estructura de dique para la contención de los materiales depositados [4, 5].

Teniendo en cuenta los lineamientos del Análisis del Ciclo de Vida; el cual permite identificar, cuantificar y caracterizar las posibles etapas de un proceso productivo y los impactos potenciales sobre el medio ambiente asociados con dicho producto o un proceso [6, 7]; se realizó un análisis del proceso productivo, en el cual se identificaron dos potenciales puntos de interés ambiental: el alto consumo de agua potable y las condiciones de calidad con las que recurso finaliza luego de la generación del producto. En el siguiente diagrama de proceso se resaltan las etapas críticas a evaluar.



En la elaboración de aceitunas verdes de mesa el principal objetivo, es la remoción al menos parcial del amargor natural del fruto, para tornarlo aceptable como alimento.

Dicho proceso se lleva a cabo mediante tratamiento alcalino con hidróxido de sodio (cocido) [8], lo que provoca un aumento en la permeabilidad de la piel y produce la hidrólisis de la oleuropeína (eliminando el amargor propio). Durante dicha elaboración se utilizan grandes caudales de agua que se transforman en efluentes con elevada carga orgánica, sales, pH alcalino y alta concentración de cloruros y polifenoles. Estos se constituyen en una matriz compleja en cuanto a su composición y se consideran tóxicos para vegetales, animales y microorganismos. En este sentido, considerar el vertido de las aguas residuales de la producción olivícola a la red cloacal, sin tratamiento previo, sería un problema ecológico significativo para las regiones donde se concentra la producción [9], razón por la cual se utilizan las balsas de evaporación. Atendiendo dicha problemática se propone una metodología para el tratamiento de efluentes, con el fin de poder revertir la situación, en concordancia con el Decreto 847/2016 Anexo Único Reglamentación de Estándares y Normas sobre Vertidos para la Preservación del Recurso Hídrico Provincial, de la Provincia de Córdoba.

Para la remoción de contaminantes industriales con alto contenido en polifenoles, como los efluentes de aceitunas, pueden utilizarse tratamientos biológicos, térmicos, químicos y procesos de oxidación avanzada (PAOs). Estos últimos son particularmente atractivos, ya que son capaces de degradar completamente y convertir en productos inocuos y/o biodegradables a un amplio espectro de compuestos orgánicos e inorgánicos [10]. Un inconveniente importante de los PAOs, que emplean óxidos metálicos impregnados, es la lixiviación de los metales, lo que genera la desactivación del catalizador y la contaminación del agua por los iones metálicos. Para limitar la lixiviación, los metales de transición deben ser incorporados en el sólido [11, 12]. En este sentido las ferritas obtenidas por el proceso sol-gel mediante el método de Pechini aparecen como una opción prometedora. Además, el uso de óxidos tipo ferritas con metales como Fe y Co; se comportan como semiconductores y presentan buena actividad en procesos PAOs. El objetivo del presente trabajo es evaluar la actividad catalítica de ferritas sintéticas de CoFe_2O_4 ; en reacciones de degradación de polifenoles provenientes de RSO vía PAOs; con el fin de reducir la carga contaminante del efluente proveniente de la elaboración de aceitunas verdes de mesa.

2. Métodos

Proceso industrial

Para la obtención de aceitunas verdes de mesa, se emplearon frutos de olivo de la variedad Arauco de la empresa representativa de la ciudad de Cruz del Eje, Córdoba. En función de lo expuesto y de lo reportado por Papadaki & Mantzouridou [13] y Rincón Llorente y col. [10] se consideró a los procesos de Cocido y Lavado como los de mayor generación de efluentes. En este sentido, la cuantificación de los volúmenes se circunscribió a dichos puntos de generación de líquidos. Los frutos fueron colocados en un tanque de fibra de vidrio en la industria. En este contenedor se llevaron a cabo dos tipos de operaciones consecutivas, Cocido (C) y Lavado (L). Para el Cocido (C) se utilizó una solución acuosa conformada por hidróxido de sodio (NaOH) y cloruro de sodio (NaCl) que, luego de transcurrido el tiempo apropiado, se eliminó del tanque mediante drenaje. Posteriormente, se realizó un Lavado (L), en el cual el líquido permaneció dentro del tanque durante un tiempo determinado.

Durante los períodos 2018-2019 se tomaron muestras del líquido contenido en el tanque, mediante un dispositivo apropiado. Tanto para la recolección de muestras como para su acondicionamiento y transporte se siguió el protocolo indicado por el Decreto 847/16 de la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba. Las muestras de efluentes fueron caracterizadas mediante las siguientes determinaciones: pH (por potenciometría); contenido en fenoles totales, por reacción con Folin-Ciocalteu y lectura mediante espectrofotómetro Lambda 25, a 760 nm, correspondiente a la del color desarrollado [14]. Dichas determinaciones, se consideraron parámetros indicadores de calidad en cada una de las etapas/ensayos, a las que se sometieron las muestras recolectadas.

Pre-tratamiento del efluente

Con el fin de acondicionar el efluente para etapas posteriores de tratamiento, se utilizó carbón activado como material adsorbente, se consideró una carga adsorbente similar a la propuesta por García García, y col. [15] utilizado para efluentes de cultivos europeos. El carbón activado se puso en contacto con el efluente durante un tiempo de referencia de 2 horas, con agitación magnética. Pasado dicho tiempo, se recuperó el material mediante papel de filtro de tamaño de poro de 10-15 μm .

Síntesis del material catalítico

Los materiales catalíticos se sintetizaron mediante el método de Pechini. Las fuentes de metales empleadas fueron $\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Se utilizó ácido cítrico y etilenglicol para la formación del éster. El polvo obtenido se calcinó durante 6 horas a $600\text{ }^\circ\text{C}$ [16].

Evaluación de la actividad catalítica de los materiales sintetizados

La reacción de degradación propiamente dicha se llevó a cabo en un reactor discontinuo con recirculación. Se utilizó la fuente de emisión monocromática de 254 nm, con 8W de potencia. El efluente circuló, junto con el catalizador sólido suspendido, mediante una bomba peristáltica. La reacción se compone de un período de adsorción sin luz y luego la foto reacción en sí. Durante la adsorción se toma una muestra al inicio (A0) y a los 60 minutos (A60). Luego se pasa la solución al sistema de reacción con luz, donde se añade 3 mL de oxidante H_2O_2 (30%P/V) y catalizador 1 g/L. Se realizaron diluciones del efluente de 20, 50 y 100 en 500 mL de solución. Durante la foto reacción se tomaron muestras al inicio (L0) y luego alícuotas a los 30 y posteriormente cada 60 minutos. Finalmente, el catalizador es recuperado del medio de reacción mediante un proceso de filtración. La descomposición del efluente se siguió por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) en un equipo Perkin Elmer 2020 con columna Agilent Zorbax Eclipse Plus C18 4.6x250mm y detector Uv-Vis. La muestra inicial se analizó mediante cromatografía HPLC-masa [16]. Las muestras se indicaron con CoX, donde X representa el volumen de efluente utilizado.

3. Resultados y Discusiones

Se analizó el efluente recolectado, mediante cromatografía líquida HPLC-Masa, con el fin de dilucidar los posibles compuestos generados durante el proceso productivo. Dicha muestra es una matriz compleja, se determinaron familias de compuestos tales como fenólicos, fosforados, nitrogenados y glucosa.

Teniendo en cuenta la capacidad de los tanques fermentadores, la relación agua/aceituna, (m^3/tn), de aproximadamente un 50% y considerando 45 días de proceso; se estimó que la cantidad de agua empleada para las operaciones de mención es de 2450 m^3 . En la tabla 1 se expone los valores obtenidos de pH y contenido de fenoles para cada etapa de la preparación de las mismas.

Tabla 1. Indicadores para seguir en las etapas de proceso seleccionadas.

Etapa	pH	Fenoles totales (ppm)
Cocido	13,56	2410
Lavado	12,23	3020

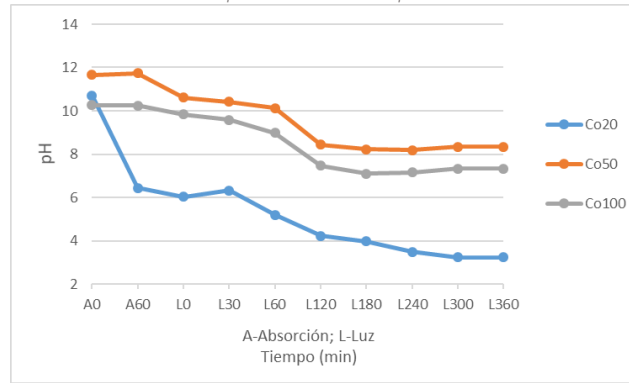
Tanto para la etapa de Cocido como la de Lavado, los elevados valores de pH (mayores a 10) son consecuencia directa de la concentración de solución alcalina empleada. Respecto al contenido de fenoles, estos son mayores a 0,5 mg/L. La muestra proveniente del efluente de Lavado fue tratada con carbón activado y empleada posteriormente para el estudio del sistema catalítico, dado que fue la que presentaba mayor contenido de fenoles. En la tabla 2 se informan los valores registrados para los indicadores estudiados. El pH obtenido luego de dicho tratamiento se encuentra dentro del rango previsto por la Normativa. En cuanto a la concentración de fenoles, se puede observar que se logró una reducción del 34% aproximadamente. El efluente fue filtrado y almacenado para su posterior uso en las reacciones catalíticas.

Tabla 2. Indicadores obtenidos de la etapa de Lavado luego del tratamiento con carbón activado.

Conc. Carbón Activado (g/L)	pH	Conc. fenoles (mg/L)
40	7,65	2000

Para la evaluación de la actividad catalítica, se estudió la evolución del pH del medio de reacción durante el proceso de foto-reacción, ya que dicho parámetro indica la evolución de los productos obtenidos en la misma. Es de destacar que el pre-tratamiento del efluente con carbón activado llevó el pH del medio a un valor de 7 y durante el almacenamiento del líquido, se produjo un aumento de pH a valores de entre 10 y 12. Esto podría deberse a que el pH neutro logrado con el pre-tratamiento favorecería la proliferación de microorganismos como *Propionibacterium*, causante del aumento del PH [17].

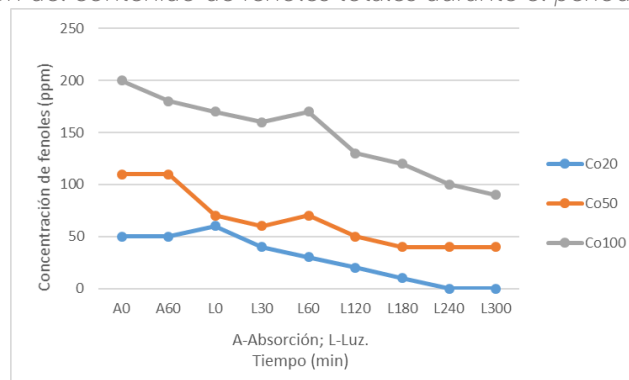
Figura 1. Evolución del pH durante el período de foto-reacción



Por ello al inicio de la reacción (A0), el pH es aproximadamente entre 10 y 12, ver Figura 1. Una vez iniciada la misma se puede observar que el pH disminuye progresivamente, en el sistema con menor concentración de efluente se comprueba la aparición productos de reacción ácidos, los que verifican la degradación de los polifenoles presentes en la matriz original [18].

En la Figura 2 se observa, la evolución del contenido de fenoles de las diluciones estudiadas, a lo largo del proceso de foto-reacción. En el sistema con la menor concentración es posible llegar a la máxima degradación del contenido de polifenoles. A medida que se concentra el mismo, se puede observar es viable obtener una degradación del 50% aproximadamente del contenido inicial, con las condiciones estudiadas.

Figura 2. Evolución del contenido de fenoles totales durante el período de foto-reacción



Los resultados obtenidos son prometedores, ya que, si bien los valores obtenidos superan aún los límites propuestos por la normativa vigente, han disminuido considerablemente en relación a los detectados en el efluente sin tratar. Cabe mencionar que quedan por realizar ensayos con diferentes cargas de catalizador,

volumen de oxidante y potencia de la lámpara, con lo cual se prevé pueda aumentar la degradación de los polifenoles presentes.

4. Conclusión

Se logró caracterizar el efluente proveniente de la industria olivícola, determinando dos indicadores tales como el pH y la concentración de fenoles, ambos mencionados en el Decreto 847/2016 para la Preservación del Recurso Hídrico Provincial, de la Provincia de Córdoba. Se evaluó la actividad catalítica de las ferritas de Co-Fe sintetizadas frente a tres concentraciones de efluentes. Se observó la degradación total del mismo a bajas diluciones del efluente, evidenciándose bajos valores de pH, correspondiente a generación de moléculas ácidas pequeñas. A medida que se concentra la carga orgánica, la efectividad del catalizador disminuye, obteniéndose un 50% de descomposición de fenoles. Los valores logrados en los parámetros medidos son prometedores, considerando que se puede profundizar aún más en el estudio de la reacción, para mejorar la performance del sistema de degradación.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Tecnología y Posgrado, Rectorado, Universidad Tecnológica Nacional.

Al Consejo Interuniversitario Nacional (CIN), Ministerio de Educación de la Nación.

Al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Córdoba.

5. Referencias

- [1] Mehmet S.; Anil Y. (2016) *Olivae*, 123, 37.
- [2] Consejo Oleícola Internacional (COI). (2017) Boletín del Mercado. http://www.internationaloliveoil.org/news/view/697-year-2017-news/837-market-newsletter-may-2017?lang=es_ES
- [3] Nimo M.; Garciarena I. (2017) I reunión Comisión Regional cuyo 2017. Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación Argentina.
- [4] Muñoz J., Romero Jiménez J., Sainz A., Repullo Caballero A, Crespín Merino J, Aguilar López M. (2008) Proyecto De Depósitos De Almacenamiento De Efluentes De Industrias Agroalimentarias. I.S.B.N.: 978-84-8474-242-5.
- [5] Ramón de los Santos, A. (2004) Consideraciones generales aplicables a la construcción de balsas. Servicio de publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- [6] Guinée J.B. (2002). Handbook on life cycle assessment. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Holanda, 692 pp. DOI: 10.1007/0-306-48055-7
- [7] Muralikrishna I.V. y Manickam V. (2017) Life cycle assesment. En: Environmental management (I.V. Muralikrishna y V. Manickam, Eds.). Elsevier, Oxford, Reino Unido, pp. 57-75. DOI: 10.1016/B978-0-12-811989-1.00005-1
- [8] Sánchez Gómez, A. H.; García García, P.; Rejano Navarro, L. (2006) *Grasas y Aceites* 57,86.
- [9] Sánchez, P.; De Angelis, J. (2013) Análisis de Diagnóstico Tecnológico Sectorial Olivarero. Ministro de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva. Presidencia de la Nación Argentina. <http://www.mincyt.gob.ar/adjuntos/archivos/000/043/0000043771.pdf>
- [10] Rincón-Llorente B., De la Lama-Calvente D, Fernández-Rodríguez M., Borja-Padilla R. (2018) *Front. Microbiol.*, 9, 1641.
- [11] Inchaurredo N., Massa P., Fenogli R., Font J., Haure P. (2012) *Chem. Eng. J.* 198:426.
- [12] Martín R., Navalon S., Delgado J., Calvino J., Alvaro M., Garcia H. (2011) *Chem. A European J.*, 17, 9494.
- [13] Papadaki E., Mantzouridou F. (2016) *Biochem. Eng. J.*, 112, 103.
- [14] Garrido Fernández, A.; García García, P.; López López, A.; Arroyo López, F. N. (2002) Tecnología de la elaboración de aceitunas de mesa y aceite de oliva. In:

Enciclopedia del Olivo del TDC-OLIVE. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

[15] García García M., Durán Quintana M., Garrido Fernández A. (1985) Grasas y Aceites 36:14.

[16] Gerbaldo M. V., Bravo Fuchineco D., Álvarez D., Cuello N., Marchetti S., Elias V., Mendieta S., Crivello M. Study of photocatalytic activity of cobalt ferrite in the diclofenac sodium degradation. XXVII Congreso Iberoamericano de Catálisis, 2020. Puerto Vallarta, México.

[17] Garrido-Fernández, A., Fernández Díez, M.J., & Adams, MR., (1997) Table olives, production and processing. Chapman and Hall, London.

[18] Boutheina Gargouri,Olfa Dridi Gargouri, Ibtihel Khmakhem, Sonda Ammar, Ridha Abdelhedi, Mohamed Bouaziz. (2017) Chemosphere, 166, 363.

Evaluación de calidad de fibras textiles de origen animal mediante NIRS, como aporte al desarrollo sostenible de la industria textil

Quality assessment of animal textile fibers by NIRS as a contribution in the sustainable development of textile industry

José I. Amorena^{1,2*}
Francisco Rigalt²
Dolores M. E. Álvarez³
Elvira Fernández de Ahumada⁴

^{1*}Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

amorena.jose@inta.gob.ar

²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)1. Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Catamarca. Ruta Provincial 33, Km 4.5, 4707, Sumalao, Catamarca, Argentina.
(0383)4441323.

³Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ-CONICET). Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, 5016, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

⁴ Universidad de Córdoba (UCO), Departamento de Matemáticas. Av. de Medina Azahara, 5, 14071 Córdoba, España.

Resumen

El impacto de las resinas sintéticas, aditivos y polímeros en la valoración del ciclo de vida de la industria textil es considerable, es por eso que las fibras naturales adquieren un papel primordial. El objetivo de este trabajo es mostrar el potencial de la tecnología NIRS (*Near Infrared Spectroscopy*) como metodología sostenible para el análisis de calidad en fibras de llama y vicuña. Para la obtención de los espectros se utilizó un espectrofotómetro NIRS con rango de 400 a 2500 nm. Los espectros fueron almacenados como unidades de absorbancia. Se desarrollaron modelos de predicción de la Finura Promedio en vellones de ambos animales. Los valores de coeficiente de determinación (R^2) fueron de 0,61 y 0,70 para vicuña y llama, respectivamente y el valor de RPD=1,71 para ambas especies. Estos valores evidenciaron que esta tecnología puede utilizarse, de manera preliminar, como técnica para la medición rápida y sostenible de la calidad de vellones esquilados de llama y vicuña. Su incorporación al

sistema de producción favorecería el desarrollo social, económico y ambiental de regiones en donde se concentra la actividad, como la provincia de Catamarca, en Argentina.

Palabras clave: Espectroscopía NIRS. Tecnología Sustentable. Fibras Textiles. Llama. Vicuña

1. Introducción

En el contexto global actual se ha vuelto indispensable extremar el cuidado por el medio ambiente y avanzar definitivamente hacia una economía basada en la eficiencia energética y la reducción de la contaminación. El impacto de las resinas sintéticas, aditivos y polímeros en la valoración del ciclo de vida de la industria textil es considerable (Van Damm, 2018). Se estima que la producción mundial de plásticos por parte de esta industria supera los 50 millones de toneladas anuales, de las cuales más de 40 millones de toneladas son descartadas (Geyer, Jambeck, Law, 2107). Esto se debe a que estos productos textiles, no experimentan tasas de reciclaje significativas y se incineran o desechan al final de su vida útil. Las fibras naturales adquieren un papel primordial como alternativa sostenible para reemplazar estos productos derivados del petróleo. El 30% de la producción mundial de fibras textiles corresponde a las fibras naturales (Ministerio de Agroindustria de la Nación, 2018), de las cuales, el 4% pertenece a las fibras de origen animal (Towsend, 2019). A su vez, las fibras animales se separan en dos grupos: en el primero está la fibra o lana de oveja, con un volumen de producción mundial mayor a 1 millón de toneladas anuales. En el segundo grupo se encuentran las denominadas fibras especiales, también llamadas fibras nobles o pelos finos (Frank, 2008). Estas provienen de especies caprinas (mohair y chachemira), camélidas (camello, alpaca, guanaco, llama y vicuña) u otras (seda, conejo de angora, qiviut, chinchilla, etc.) (Leeder, Mc Gregor, Steadman, 1998). Las fibras animales se caracterizan por su capacidad de aislamiento, higroscopicidad, balance térmico, resistencia, entre otras (Klepp, Tobiasson, Laitala, 2016; Mengüç, Ödzil, Hes, 2015). Por otra parte, su calidad comercial está dada principalmente por la finura, dato que se obtiene de la medición de la sección transversal de cada fibra (Sommerville, 2007), y se expresa en micras o micrómetros (μm). Sin embargo, existen otros parámetros que también aportan a la valoración de la fibra, como ser color, resistencia al quiebre, factor de picazón, rendimiento al lavado o la presencia de fibras meduladas (Adot, Frank, 2012). A fin de medir estas variables, la industria textil ha desarrollado un sinfín de técnicas, pero la mayoría terminan siendo complejas, lentas o contaminantes (Sommerville, 2007).

Desde su aparición, la Espectroscopía en el Infrarrojo Cercano (NIRS por sus siglas en inglés, *Near Infrared Spectroscopy*), se ha convertido en una técnica analítica de gran atractivo para el sector industrial (Mc Clure, 2003). Esto se debe a su capacidad para evaluar varios parámetros simultáneamente, reemplazar técnicas costosas o lentas, y

la poca o nula necesidad de preparación de las muestras (Pasquini, 2003), lo que implica una disminución sustancial en la generación de residuos. Su funcionamiento se basa en la interacción de la luz en la región del infrarrojo cercano (780 a 2500 nm) con la materia de la muestra a analizar. Producto de dicha interacción se obtiene un espectro o curva de absorción que se correlaciona con los datos de referencia, es decir, los parámetros físicos, químicos o aspectos cualitativos del analito.

En Argentina, las provincias de Jujuy y Catamarca son las principales productoras de fibras especiales de llama y vicuña. En el año 2019, en Catamarca, se esquilieron y vendieron 4000 kg de fibra de llama (Carrizo, 2019), mientras que el total esquilado de vicuña fue de 1300 kg (Secretaría de Medio Ambiente de Catamarca, 2020). La producción y elaboración de hilados y prendas en esta provincia tiene muchos años de trayectoria. Sin embargo, los procesos de esquila, acondicionamiento, tipificación y clasificación de la fibra se realizaron siempre mediante técnicas artesanales. En los últimos años, diferentes instituciones y organizaciones públicas y privadas han estado contribuyendo al crecimiento de esta actividad. Esto favorece el desarrollo social, económico y ambiental de la región, ya que fomenta la producción sustentable de prendas biodegradables de alta calidad y larga vida útil.

En este contexto, se lleva a cabo un trabajo de investigación con fibras textiles de llama y vicuña en la provincia de Catamarca, Argentina. El proyecto pretende evaluar el potencial de la espectroscopía en el infrarrojo cercano para la determinación rápida, sustentable y de bajo costo de los parámetros de calidad de las fibras animales. El objetivo específico de este trabajo es mostrar este potencial a través de los resultados de la evaluación de la capacidad predictiva de los modelos para la "Finura Promedio", como parámetro de calidad, en muestras de llama y vicuña.

2. Materiales y Métodos

Se trabajó con muestras de vellones de llama y vicuña tomados del costillar medio del animal (Aylan-Parker, Mc Gregor, 2002). Los muestreos fueron realizados entre 2016 y 2018 en diferentes localidades de la región alto-andina de las provincias de Catamarca y Jujuy.

Para la obtención de los espectros se utilizó un espectrofotómetro NIRS DS2500 (FOSS Analytical Systems, Nils Foss Alé 1, Hillerød, Dinamarca), cuyo rango espectral parte de la región visible (400 a 780 nm) hasta el infrarrojo cercano (780 a 2500 nm). De esta manera se obtuvieron los espectros; con un valor de la luz reflejada por la muestra en

un intervalo de 0,5 nm. Los espectros fueron almacenados como unidades de absorbancia ($A = \log(1/R)$), donde R corresponde a la energía reflejada (Alarcón Buhofer, 2012). En la Figura 1 se observa un ejemplo de los espectros obtenidos a partir del promedio de los datos de las muestras totales de vicuña y llama. Los datos espectrales y el desarrollo de las calibraciones se procesaron con el programa de análisis multivariado y quimiometría WinISI ver. 4.10 (Infrasoft International, Port Matilda, PA, EE.UU.). Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo, Casanoves, Balzarini, Tablada, Gonzalez, Robledo, 2018).

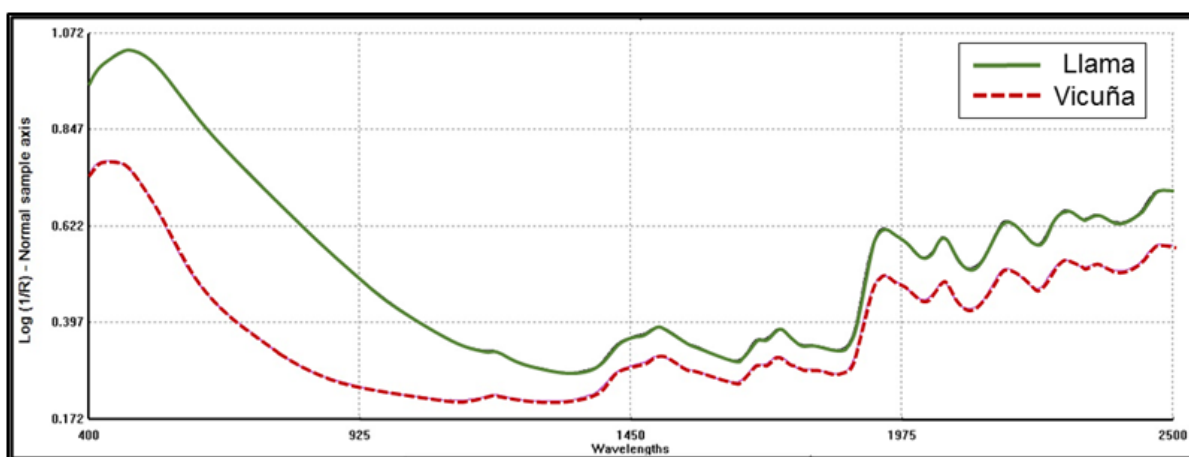


Figura 1- Espectros obtenidos a partir del promedio de los datos de las muestras totales de vicuña y llama.

La fibra de origen animal presenta un perfil complejo y heterogéneo (Quispe, Chipa, Pinares, 2015), lo cual afecta su repetibilidad espectral, es decir, su capacidad para proporcionar la misma información bajo condiciones similares. Por lo tanto, el primer paso para el desarrollo de la aplicación de la tecnología NIRS, fue el análisis de los parámetros de medida, a fin de mejorar su repetibilidad. Se evaluaron las variables de densidad, compactación y acondicionamiento (cardado) de la muestra; tamaño del dispositivo de medida (portamuestras) y número óptimo de espectros por muestra. El acondicionamiento consistió en el peinado de las fibras con un cepillo de carda, a fin de quitar residuos vegetales, arena y polvo presentes, y desenredar el vellón. La respuesta de los tratamientos se midió a través del estadístico "Raíz Cuadrática Media" (RMS por sus siglas en inglés, *Root Mean Square*), cuyo menor valor implica una menor heterogeneidad en la muestra y, por lo tanto, mayor repetibilidad. Una vez definidas las mejores condiciones para realizar las mediciones y la concreción de las mismas, se llevó a cabo el desarrollo y evaluación de modelos de predicción. Se tomó el parámetro "Finura Promedio", por considerarse representativo de la calidad. Este proceso, también

llamado “desarrollo de calibraciones”, consta de dos etapas; el pre-tratamiento de los datos espectrales y el modelado de las calibraciones, a través de técnicas de regresión multivariada. El objetivo del pre-tratamiento espectral es la eliminación de los fenómenos físicos que generan distorsión o ruido en los espectros. Éste, a su vez, se divide en dos categorías: corrección de la dispersión de la luz o *scattering*, y aplicación de derivadas espectrales (Rinnan, van der Berg, Engelsen, 2009). Los métodos de corrección de *scattering* utilizados fueron *Weighted Multiplicative Scatter Correction* (WMSC) y *Standard Normal Variate and Detrend* (SNVD). Por su parte, los tratamientos derivativos empleados fueron: 0-0-1-1, 1-5-3-1 y 2-5-3-1; en los que el primer dígito indica el orden de la derivada; el segundo, la cantidad de términos de la ecuación de derivación y los últimos dos indican el número de términos usados para suavizar la curva (Figuras 2 y 3).

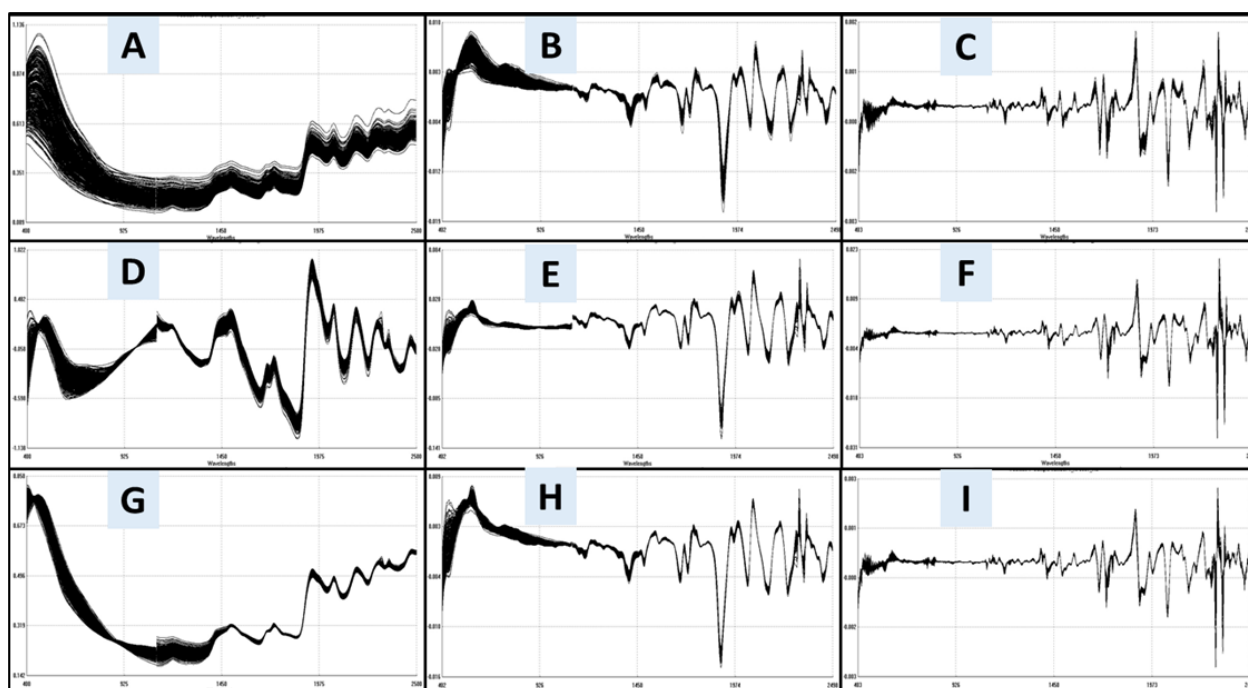


Figura 2. Absorbancia ($\log 1/R$) vs Longitud de onda (nm) relativas al pretratamiento de fibra de vicuña.

A) 0-0-1-1, sin corrección de scattering

B) 1-5-3-1 sin corrección de scattering

C) 2-5-3-1 sin corrección de scattering

D) 0-0-1-1 y SNVD

E) 1-5-3-1 y SNVD

F) 2-5-3-1 y SNVD

G) 0-0-1-1 y WMSC

H) 1-5-3-1 y WMSC

I) 2-5-3-1 y WMSC

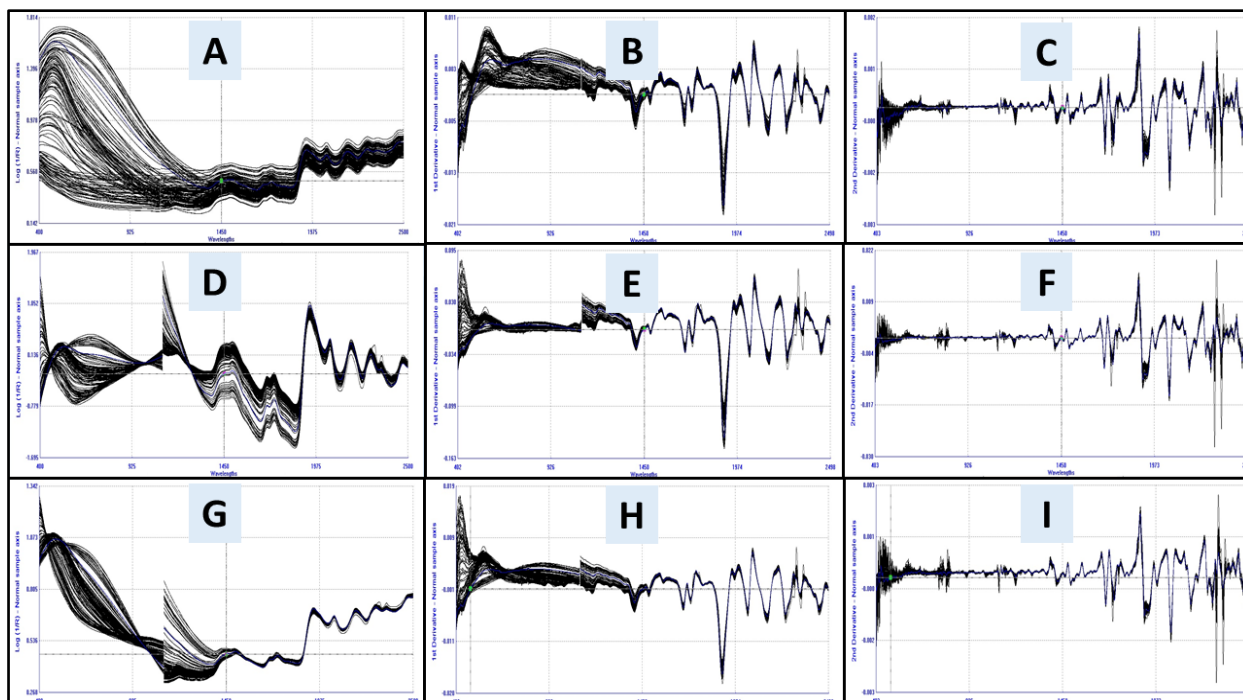


Figura 3. Absorbancia ($\log 1/R$) vs Longitud de onda (nm) relativas al pretratamiento de fibra de llama
 A) 0-0-1-1, sin corrección de scattering B) 1-5-3-1 sin corrección de scattering C) 2-5-3-1 sin corrección de scattering
 D) 0-0-1-1 y SNVD E) 1-5-3-1 y SNVD F) 2-5-3-1 y SNVD
 G) 0-0-1-1 y WMSC H) 1-5-3-1 y WMSC I) 2-5-3-1 y WMSC

Para el modelado de calibraciones se constituyó una base de datos de referencia con la Finura Promedio de las muestras obtenidos analíticamente con el instrumento *Optical Fiber Diameter Analyzer 2000* (Tabla 1). Estos se correlacionaron con los datos espectrales de cada muestra mediante el método de análisis multivariado *Modified Partial Least Square* (MPLS) (Shenk, Jerme, Workman, Westerhaus, 2001). La capacidad predictiva de cada modelo se evaluó en base al coeficiente de determinación R^2 ; los Errores de Validación Cruzada (SECV, *Standard Error of Cross Validation*) y Validación Externa (SEV, *Standard Error of Validation*) y el Valor Predictivo Residual (RPD, *Residual Predictive Value*). El parámetro RPD mayor a 3 se considera como excelente para fines analíticos, mientras que valores de RPD menores a 3 indican que el modelo tiene menor-capacidad predictiva (Bellon-Maurel, Fernández de Ahumada, Palagos, Roger y otro, 2010; Gishen et al., 2007; Fearn, 2002).

Parámetro	Especie	Promedio (µm)	DS (µm)	CV (%)	Mín. (µm)	Máx. (µm)
Finura	Vicuña	13,85	3,35	24,19	11,31	47,94
	Llama	22,15	3,75	14,93	17,82	37,71

Promedio= valor promedio de finura, en micrómetros ; DS= desvío estándar promedio, en micrómetros; CV= coeficiente de variación (DS/Promedio) x 100, en porcentaje; Mín.= finura mínima promedio, en micrómetross; Máx.= finura máxima promedio, en micrómetros.

Tabla 1 Valores promedio de los parámetros de calidad de muestras de vicuña y llama

3. Resultados y Discusión

En los ensayos de, optimización de los parámetros de medida, sólo se encontraron diferencias significativas en el tratamiento de acondicionamiento de muestras de llama (Figura 4).

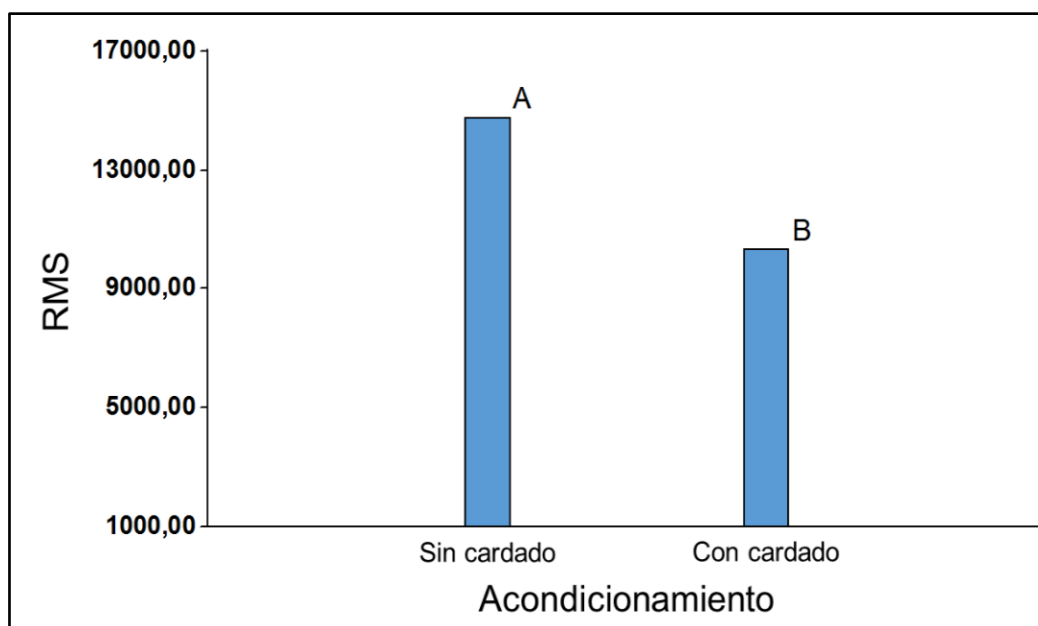


Figura 4. RMS de la Absorbancia relativa a muestras de llama sin cardar y cardadas. RMS= raíz cuadrática media. Absorbancia= $\log 1/R$. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,01$)

Se evaluaron los modelos de predicción con las combinaciones de ambos pretratamientos. En la tabla 2 se muestra el modelo con el mayor coeficiente de determinación para cada especie.

Parámetro	Especie	Pre-tratamientos		R ²	SECV (μm)	SEV (μm)	RPD
		Scattering	Derivada				
Finura	Vicuña	Ninguno	0-0-1-1	0,61	0,731	0,621	1,71
Promedio	Llama	Ninguno	1-5-3-1	0,7	2,194	3,128	1,71

R²= coeficiente de determinación; SECV= error estándar de la validación cruzada en micrómetros; SEV= error estándar de la validación externa en micrómetros; RPD= valor predictivo residual.

Tabla 2- Evaluación de los modelos de predicción de vicuña y llama

En muestras de fibra de vicuña, el modelo de predicción de mejor desempeño fue el que se obtuvo a partir de los datos a los que no se les realizó pretratamientos de ningún tipo. Mientras que, en muestras de llama, el modelo se obtuvo sin aplicar pretratamientos de corrección de scattering, pero aplicando la primera derivada sobre los espectros. Esto se puede deber a una dispersión de la radiación en el infrarrojo cercano correlacionada con el diámetro de la fibra y probablemente también con la superficie de la misma (Zoccola, Lu, Mossotti, Innocenti, Montarsolo, 2013).

Los valores más altos del estadístico R² (R²=0,61 en vicuña y R²=0,70 en llama) fueron menores a los obtenidos en fibra de alpaca (R²= 0,88) (Alomar, Alarcón Buhofer, Kusanovic, 2015; Canaza-Cayo, Alomar, Quispe, 2013; Gishen, Cozzolino, 2007), y lana de oveja limpia, (R²= 0,90) (Cozzolino, Montossi y San Julian, 2005). Por otro lado, los valores de SECV de vicuña (SECV≅0,7 μm), y de llama (SECV≅2,2 μm), fueron menores a lo reportado en otros trabajos en alpaca (SECV=2,62 μm) (Alomar et al., 2015; Canaza-Cayo et al., 2013; Gishen et al., 2007), y lana de oveja sucia (SECV=11,2μm) (Cozzolino et al., 2005). El valor de RPD fue de 1,71 tanto en vicuña como en llama, lo que indica que ambos modelos poseen una capacidad predictiva menor (Bellon-Maurel et al., 2002).

4. Conclusión

Los resultados evidenciaron que esta tecnología tiene la capacidad para utilizarse, de manera preliminar, como técnica en la medición rápida y sustentable de la calidad de vellones esquilados de llama y vicuña. Esta herramienta podría tener aplicación en la selección de animales en programas de reproducción, entre otras.

5. Referencias Bibliográficas

Adot O, Frank E. 2012. Industrialisation and commercialisation of the fibre of south American camelids in Argentina. *International Journal of Scientific Research and Innovative Technology* 2 (1): 1-8.

Alarcón Buhofer M. I. 2012. Predicción de la calidad de lana mediante Espectroscopía de Reflectancia en el Infrarrojo Cercano (NIRS). Tesis de Grado. Escuela de Agronomía, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile.

Alomar D, Alarcón Buhofer M I, Kusanovic A. 2015. Predicción de la calidad de lana mediante Espectroscopía de Reflectancia en el Infrarrojo Cercano (NIRS). *Agro Sur* 43(1): 19–24.

Aylan-Parker J, Mc Gregor B A. 2002. Optimising sampling techniques and estimating sampling variance of fleece quality attributes in alpaca. *Small Ruminant Research* 44: 53-64

Bellon-Maurel V, Fernández de Ahumada E, Palagos B, Roger J M, McBratney A. 2010. *Trends in Analytical Chemistry* 29 (9): 1073-1081.

Canaza-Cayo A, Alomar D, Quispe E. 2013. Prediction of alpaca fibre quality by near-infrared reflectance spectroscopy. *Animal* 7 (7): 1–7.

Carrizo, J. E. 2019. Informe de licitación de fibra de llama. PROLANA Pequeños Productores. En: <https://prolana.magyp.gob.ar/licitacion-publica-de-fibra-de-llama-en-catamarca/>

Cozzolino D, Montossi F, San Julian R. 2005. The use of visible (VIS) and near infrared (NIR) reflectance spectroscopy to predict fibre diameter in both clean and greasy wool samples. *Animal Science* 80 (03): 333–337.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>

Fearn T. 2002. Assessing calibrations: SEP, RPD, RER and R2. *NIR News* 13 (6): 12–14.

Frank E. 2008. Camélidos sudamericanos. Producción de fibras, bases físicas y genéticas. Conferencia en el 31° Congreso Argentino de Producción Animal, San Luis, Argentina.

Geyer R, Jambeck J, Law K. 2017. Production, use and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3: 1-5.

Gishen M, Cozzolino D. 2007. Feasibility study on the potential of visible and near infrared reflectance spectroscopy to measure alpaca fibre characteristics. *Animal* 1 (6): 899–904.

Klepp I, Tobiasson T, Laitala K. 2016. Wool as an heirloom: How natural fibres can reinvent value in terms of money, life-span and love. En: Fangueiro, R.; Rana, S. (Eds.). *Advances in Sciences and Technology Towards Industrial Application* 12: 391-405.

Leeder J, Mc Gregor B, Steadman R. 1998. Properties and performances of goat fibre. Report for the Rural Industries Research and Development Corporation: 1-124.

Mc Clure F. W. 2003. 204 years of near infrared technology: 1800-2003. *Journal of Near Infrared Spectroscopy* 11: 487-518.

Mengüç G, Ödzil N, Hes H. 2015. Prickle and handle properties from specialty animal fibres. *Textile Research Journal* 85 (20): 2155-2167.

Ministerio de Agroindustria de la Nación Argentina. 2018. Revista para el Sector Algodonero 27 (7): 1-5.

Pasquini C. 2003. Near Infrared Spectroscopy: Fundamentals, practical aspects and analytical applications. *Journal of the Brazilian Chemistry Society* 14 (2): 198-219.

Quispe E, Chipa L, Pinares R. 2015. Análisis económico y de la producción del descordado manual de la fibra de llamas (*Lama glama*) Chaku. *Archivos de Zootecnia* 64(246): 191–198.

Rinnan Å, van der Berg F, Engelsen S B. 2009. Review of the most pre-processing techniques for near infrared spectra. *Trends in Analytical Chemistry* 28 (10): 1201-1222.

Secretaría de Medio Ambiente Catamarca. 2020. Catamarca, una de las provincias principales en producción de fibra de vicuñas. En: <https://www.portal.catamarca.gob.ar/noticias/catamarca-una-de-las-provincias-principales-en-produccion-de-fibra-de-vicunas-6599/>

Shenk J S, Jerme J, Workman, Westerhaus M O. 2001. Application of NIR spectroscopy to agricultural products. *Practical Spectroscopy* 27: 419-474

Sommerville, P. 2007. *Fundamental Principles of Fibre Fineness Measurement*. Kensington, Australia. Australian Wool Testing Authority Ltd.

Towsend T. 2019. Natural fibers and the world economy. En: https://dnfi.org/abaca/natural-fibres-and-the-world-economy_1778/

Van Dam J. 2008. Environmental benefits of natural fibre production and use. *Proceedings of the Symposium on Natural Fibres: Common fund for commodities*, Roma, Italia.

Zoccola M, Lu N, Mossotti R, Innocenti R, Montarsolo A. 2013. Identification of wool, cashmere, yak and angora rabbit fibers and quantitative determination of wool and cashmere in blend: a Near Infrared Spectroscopy study. *Fibers and Polymers* 14 (8): 1283-1289.

Tratamiento de efluentes de aceitunas, un enfoque desde el modelado neuronal

Olive effluent treatment, an approach to neural modeling

Dolores Alvarez^{1*}
Silvia Mendieta¹
Verónica Gerbaldo¹
Diana Labuckas²
Eduardo Zorzoli³
Mario Modesti⁴
Mónica Crivello¹

^{1*}Centro de Investigación y Tecnología Química (CITeQ, UTN-CONICET) Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016ZAA, Córdoba, Argentina. +54-0351- 4690585.

dalvarez@frc.utn.edu.ar

² Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (ICTA), Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Cs. Exactas, Físicas y Naturales, Av. Vélez Sarsfield 1611, Ciudad Universitaria, CP 5016ZAA, Córdoba, Argentina. +54- 351- 5353800

³ Grupo de Investigación en Modelos y Sistemas de Apoyo a la Decisión para la Eficiencia de las Organizaciones (GIMSE), Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016, Córdoba, Argentina.

⁴ Laboratorio de Sensores e Instrumentación (LabSen), Universidad Tecnológica Nacional, Regional Córdoba, Maestro Marcelo López esq. Cruz Roja Argentina, Ciudad Universitaria, CP 5016ZAA, Córdoba, Argentina. +54-0351-598-6000

Resumen

Los efluentes de la elaboración de aceitunas representan un problema significativo. El objetivo de este trabajo es evaluar las Redes Neuronales Artificiales como herramientas predictivas de la concentración de polifenoles, en efluentes de aceitunas tratados con procesos de oxidación avanzada. Se estudió el comportamiento de diferentes modelos neuronales *backpropagation*. Se consideró el efluente de lavado, con concentración 10 % v/v, pre-tratado con carbón activado y sometido a reacción de degradación con ferritas con Co como catalizador, en concentración de 1 g/L. Como entrada de la red se consideró la matriz de datos compuesta por el porcentaje de los azúcares reductores y el pH. Como salida, la concentración de fenoles al final del tratamiento. La capacidad de generalización de la red fue validada con datos análogos obtenidos del tratamiento del efluente de dilución 20 % v/v. La red que mejor desempeño mostró está constituida por una capa oculta con 10 neuronas y una de salida con una 1; la primera con función de transferencia sigmoidea y la segunda lineal. La red creada fue

capaz de reproducir la tendencia en cuanto a la relación de datos de entrada con los de salida del efluente. El modelo propuesto puede representar un ensayo preliminar para entender el comportamiento observado en el tratamiento de residuos industriales acuosos. Para incrementar su capacidad de generalización sería necesario continuar el entrenamiento con parámetros adicionales del proceso o el empleo de métodos alternativos de modelado.

Palabras-clave: Modelo Neuronal. Aguas residuales. Aceitunas Verdes. Polifenoles. Predicción.

1. Introducción

En la elaboración de aceitunas verdes, los frutos son tratados con una solución de hidróxido de sodio (cocido), lo que provoca un aumento en la permeabilidad de la piel, modifica la estructura celular, reduce la textura, produce la hidrólisis de la oleuropeína (eliminando el amargor propio del fruto) y disuelve una proporción considerable de azúcares y minerales [1]. Luego de este proceso, los frutos se lavan para eliminar la mayor parte del hidróxido de sodio (lavado), y finalmente se colocan en salmuera de concentración variable de cloruro de sodio, donde transcurre la fermentación a expensas de la flora microbiana proveniente del fruto [2].

Los efluentes de la elaboración de aceitunas representan un problema significativo, dado que los polifenoles que contienen son tóxicos para vegetales, animales y microorganismos. Para la remoción de dichos contaminantes pueden utilizarse tratamientos basados en procesos de oxidación avanzada (PAOs), empleándose óxidos mixtos provenientes de los hidróxidos dobles laminares, como catalizadores.

El análisis del ciclo de vida (ACV) es una metodología de evaluación ambiental mediante la cual se pueden analizar y cuantificar todos los aspectos ambientales de un producto, proceso o servicio a lo largo de su ciclo de vida [3]. Para el ACV de un producto existen programas computacionales que requieren de la generación de datos específicos del proceso a evaluar. La gestión de los residuos es una de las etapas en el ACV, por lo que debe ser considerado en la carga de datos del sistema. Para el proceso de la elaboración de aceitunas, la concentración de polifenoles en efluentes puede constituirse en un parámetro a tener en cuenta. Los ensayos que se realizan para determinar la concentración de polifenoles son onerosos y requieren tiempos extensos, por lo que es deseable disponer de modelos que permitan obtener la predicción de su concentración en distintas condiciones.

Las Redes Neuronales Artificiales (RNA) son algoritmos matemáticos desarrollados con el objetivo de emular el comportamiento del cerebro humano y reproducir su desempeño (percepción, procesamiento, respuesta). Si bien la arquitectura de las RNA está en función de las características del problema a resolver, no existe ningún criterio que se pueda aplicar a su constitución [4]. El funcionamiento de una RNA *backpropagation* consiste en el aprendizaje de un conjunto predefinido de datos entrada/salida obtenidos experimentalmente, a lo que se denomina entrenamiento. Una vez seleccionada la red y entrenada hasta alcanzar el error mínimo, se procede a su validación. Este procedimiento permite predecir su capacidad de generalización,

entendida como la facilidad de dar salidas satisfactorias a entradas que el sistema no ha visto nunca en su fase de entrenamiento [5].

En el ámbito olivícola, se han desarrollados RNA tendientes a determinar las concentraciones de compuestos fenólicos de efluentes, pero en la producción de aceite de oliva [6-7]. En cuanto al proceso de elaboración de aceitunas, se han creado modelos inherentes al tratamiento de aguas residuales del proceso, empleando reacciones tipo fenton, sin embargo, dichos modelos se circunscribieron a la representación de los mecanismos de reacción para la etapa de oxidación química y la ecuación de Monod generalizada para el tratamiento biológico [8].

El objetivo de este trabajo es evaluar las RNA como herramientas predictivas de la concentración de polifenoles contenidos en efluentes de aceitunas tratados con PAOs. Estas podrían considerarse como alternativa accesible para obtener datos a incorporar en programas computacionales específicos, con miras a determinar la carga ambiental asociada a la elaboración de aceitunas verdes.

2. Métodos

Se realizaron diluciones del efluente del proceso de lavado de 1, 4, 10, 20 % v/v. La degradación propiamente dicha se llevó a cabo en un reactor discontinuo con recirculación. En todos los casos se empleó el catalizador en concentración de 1 g/L y un volumen de H_2O_2 de 3 mL. La reacción se llevó a cabo en dos momentos; un período de adsorción y luego la foto reacción en sí. Durante la adsorción se pusieron en contacto la solución de contaminante a degradar y el catalizador. Se mantuvo en agitación al abrigo de la luz durante 60 minutos. Durante este período se tomaron muestras al inicio y final del proceso. Luego se pasó la solución al sistema de reacción, con el agregado previo del agente oxidante. Se tomaron muestras al inicio y a los 30, 60, 120, 180, 240, 300 y 360 minutos de reacción. Finalmente, el catalizador se recuperó mediante un proceso de filtración.

Las muestras de efluentes fueron caracterizadas mediante las siguientes determinaciones: pH (por potenciometría); contenido de azúcares reductores (Lane Eynon con modificaciones [9]) y contenido en fenoles totales (por reacción con Folin-Ciocalteu y lectura mediante espectrofotómetro Lambda 25, a 760 nm, correspondiente a la del color desarrollado [10]).

Se estudió el comportamiento de diferentes modelos neuronales *backpropagation*, que representan la dinámica del tratamiento del efluente. Para la etapa de

entrenamiento de las RNA se consideró el efluente de lavado, con concentración 10 % v/v, pre-tratado con carbón activado (carga de 40 g/L), dado que se disponía de mayor cantidad de datos. Se ajustó el número de capas en función de obtener el resultado deseado de aproximación, con el mejor desempeño y menor error. El entrenamiento con las diferentes arquitecturas ensayadas finalizó cuando el error de validación se incrementó a lo largo de seis pruebas consecutivas.

Como entrada se consideró la matriz de datos compuesta por el porcentaje de los azúcares reductores y el pH del efluente pre-tratado con carbón activado. Como salida, se consideró la concentración de fenoles al finalizar el tratamiento. Dado que las mediciones se realizaron con intervalos de 30 ó 60 minutos, se propuso una interpolación de éstas por medio de splines, a modo de disponer de mayor información para los modelos. La capacidad de generalización de las redes creadas fue validada con datos análogos obtenidos del tratamiento del efluente de dilución 20 % v/v.

3. Resultados y Discusiones

La red que mejor desempeño mostró está constituida por una capa oculta con 10 neuronas y una de salida con una 1 neurona (Figuras 1); la primera con función de transferencia sigmoidea y la segunda lineal. La función sigmoidea es continua, no decreciente y derivable, lo que le confiere la no linealidad al modelo (Figura 2) [11].

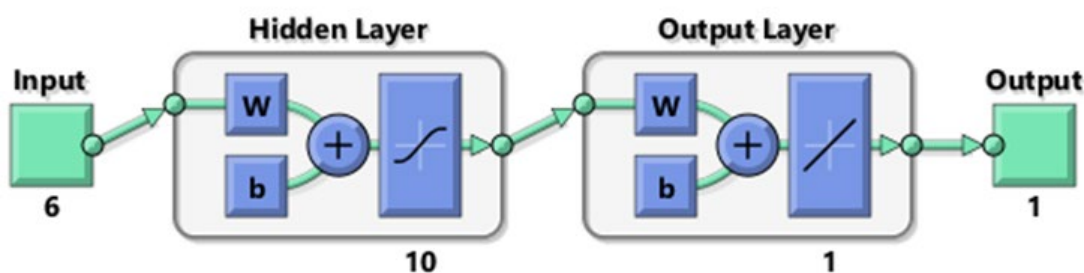


Figura 1. Estructura de la RNA de referencia. Fuente: elaboración propia.

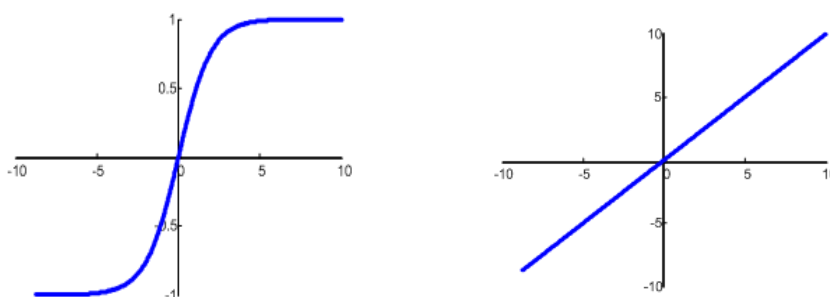


Figura 2 (a - b). Representación de las funciones de transferencia sigmoidea y lineal. Fuente: elaboración propia.

En la Figura 3 se muestra la evolución de los resultados experimentales de la entrada (pH y azúcares reductores) y salida (fenoles) de la reacción de degradación de análisis.

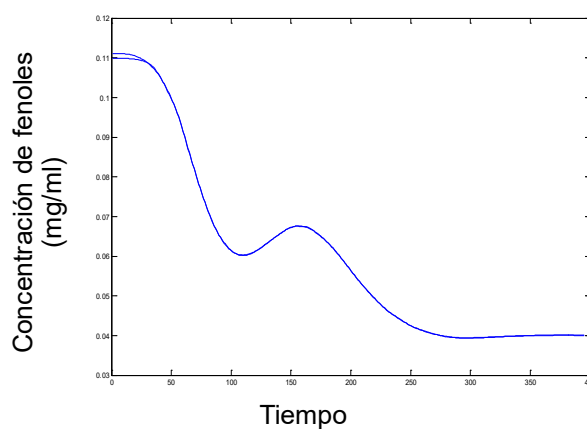


Figura 3: Evolución de los resultados experimentales interpolados. Fuente: elaboración propia.

En la Figura 4, en tanto, se muestra la salida obtenida al validar el modelo creado, con los datos obtenidos por el tratamiento del efluente con concentración 20 % v/v.

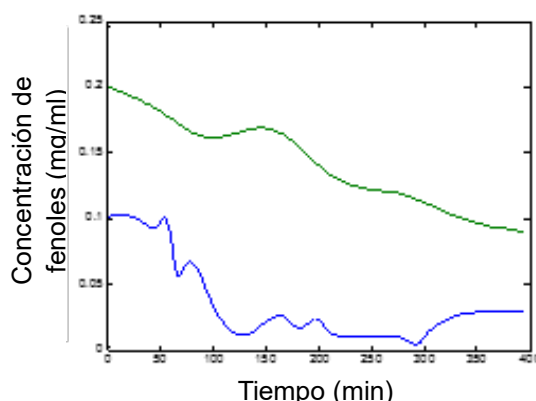


Figura 4. Aproximación al validar la red. En verde: salida del entrenamiento. En azul: de la validación. Fuente: elaboración propia.

En dichas figuras se observa que la red creada fue capaz de reproducir solo la tendencia en cuanto a la relación de datos de entrada con los de salida del efluente. Probablemente por la correlación existente entre las variables producidas entre ambos experimentos, con diferentes diluciones de efluente.

4. Conclusión

En este trabajo, se ha realizado un primer intento de simular el tratamiento de las aguas residuales de la producción de aceitunas de mesa. El modelo propuesto puede representar un ensayo preliminar para entender el comportamiento observado en el

tratamiento de residuos industriales acuosos. Para incrementar su capacidad de generalización sería necesario continuar el entrenamiento con parámetros adicionales del proceso o la implementación de métodos alternativos de modelado, para obtener una red de mayor robustez.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Tecnología y Posgrado, Rectorado, Universidad Tecnológica Nacional.

Al Consejo Interuniversitario Nacional (CIN), Ministerio de Educación de la Nación.

Al Ministerio de Ciencia y Tecnología de Córdoba.

5. Referencias

- [1] Garrido Fernández A, García García P, López López A y otro (2002) en Enciclopedia del Olivo del TDC-Olive Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Ed.), Madrid, 1.
- [2] Álvarez D. (2013) obtención de aceitunas negras naturales. Estudios de procesos fermentativos que optimicen la calidad del producto, tesis doctoral. FCEfyN, UNC. Córdoba, Argentina.
- [3] ISO 14040-14044 (2006): Environmental management - Life cycle assessment.
- [4] Elfghi F. (2016) Chem Eng Res Des, 113, 264.
- [5] Hurtado A, Reguante C, Bordons A, Rozès N. (2010) Food Microbiol, 27, 731.
- [6] Torrecilla J, Mena M, Yáñez-Sedeño P y otro (2007) J Food Eng, 81 (3), 544.
- [7] J. S. Torrecilla J, M. L. Mena M, P. Yáñez-Sedeño P y otro (2008) Biochem Eng J, 38 (2), 171.
- [8] F. J. Rivas F, F. J. Beltrán F, O. Gimeno O y otro (2003) J Hazard Mater, 96 (2-3), 259.
- [9] Sánchez Gómez A, Montañó Asquerino A, Romero Barranco C y otros (2000) XII Curso de elaboración de aceitunas de mesa. Departamento de Biotecnología de Alimentos. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Ed.), Madrid, 187.
- [10] Othman N, Roblain D, Chammen N y otros (2009) Food Chem 116, 662.
- [11] García-Gimeno R., Martínez C., de Silóniz M. (2002) Int J Food Microbiol, 72, 19.

Otros

El recurso hídrico y su disponibilidad en la provincia del Chaco – Argentina

*The water resource and its availability in the province of Chaco -
Argentina*

Sergio E. Roshdestwensky^{1*}

Juan J. Corace¹

Leandro J. Basterra¹

Sonia Pilar¹

^{1*} Laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Nordeste. (3500), Resistencia – Chaco, Argentina
e-mail: sergiorosh@gmail.com

Resumen:

El recurso hídrico y su disponibilidad es considerado como uno de los factores determinantes para la salud humana. Ésta -y otras cuestiones- han llevado a la formulación de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) aprobados en la Declaración del año 2000 de Naciones Unidas. Se han trabajado con los datos publicados en la página oficial del Instituto Nacional de Estadística y Censos de la Argentina, particularmente con el 10º Censo Nacional de Población. Hogares y Viviendas. Uno de los elementos químicos presentes en el agua, con mayor impacto sobre la salud, es el arsénico. El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis referido a la procedencia, calidad y concentración de arsénico en agua para beber en los municipios de la provincia del Chaco para apreciar cuán cerca nos encontramos de alcanzar los ODM. Se continúa trabajando para establecer un mapa que evidencie los niveles de arsénico en la provincia y acercar esta información a los organismos correspondientes para que apliquen acciones y medidas para lograr cumplir con los ODM y lograr que la población tenga acceso a agua potable segura.

Palabras-clave: Calidad de agua. ODM. Arsénico. Salud.

1. Introducción

El acceso universal al agua potable está considerada como una meta del Objetivo del Milenio N° 7 que señala que es preciso “garantizar la sostenibilidad del medio ambiente”, esta declaración de Naciones Unidas aprobada por todos los países signatarios, nos exige monitorear este indicador de manera recurrente, con el propósito de apreciar los avances en el sentido señalado por el objetivo.

Al respecto, en un comunicado de prensa del 12 de marzo de 2012 la OMS señalaba: Este año, en el reporte 2013 de los ODM presentado por Naciones Unidas, se señala que a pesar de los avances sin precedentes que se han logrado, el 83% de la población sin acceso a una fuente mejorada de agua potable (636 millones de personas) vive en áreas rurales. Más aún, sigue inquietando la calidad y la seguridad de muchas de las fuentes mejoradas de agua potable. En consecuencia, la cantidad de personas sin acceso al agua potable segura podría ser dos o tres veces superior a las estimaciones oficiales (ONU, ODM, 2013).

Monitorear permanentemente estas estimaciones es de alta relevancia, sobre todo si consideramos que la disponibilidad de agua, de saneamiento y de higiene tiene consecuencias importantes sobre la salud y la enfermedad de la población, además de estos tres aspectos es importante considerar la cantidad de agua domiciliar de la que se dispone. No hay estimaciones oficiales respecto de la cantidad de agua diaria que se requiere para satisfacer las necesidades básicas y también para promover una buena salud. En 2003 en un estudio de la OMS se consideraba que 7,5 litros per cápita por día atenderían las necesidades de la mayoría de las personas en casi todas las condiciones, señalaba además que la calidad de esta agua debe tener un nivel tolerable de riesgo (OMS; 2003).

Sin embargo otro estudio más reciente de la ONU sugiere que cada persona necesita de 20 a 50 litros de agua al día para asegurar sus necesidades básicas para beber, cocinar y limpiar (ONU, 2013).

Retomando las consideraciones sobre el ODM a cumplir, sería una satisfacción extraordinaria si el cumplimiento del objetivo global llegara a todas las latitudes del planeta, pero las distintas realidades regionales y locales distan de aquel alcance. Es importante reconocer los esfuerzos realizados para acercarnos a la meta que se persigue, sin embargo, al analizar los datos recientemente publicados, advertimos que la provincia se encuentra aún por debajo del ODM y que las diferencias a nivel local siguen siendo difíciles de superar. Para mostrar esta realidad, en la presente

contribución, ilustraremos la situación provincial y las particularidades que presenta el Chaco a nivel municipal en un intento por dejar al descubierto las desigualdades territoriales y, en consecuencia, aquellas áreas y sociedades que por su situación merecen un tratamiento diferente para alcanzar la equidad en el acceso al agua potable.

Arsénico e Hidroarsenicismo

El principal problema ambiental generado por el arsénico (As) viene dado cuando su concentración es elevada en aguas para riego y para bebida de humanos y animales que conforman nuestra cadena alimentaria. El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en nuestro planeta. Existe información acerca de su presencia en el agua subterránea en diferentes regiones, que ha sido relacionada principalmente a su origen natural, asociado con la presencia de este elemento en ambientes geológicos diferentes: formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias (Boyle et al., 1998; Smedley y Kinniburgh, 2002).

El arsénico se encuentra en el ambiente en forma natural y su abundancia en la corteza terrestre es de 1,8 mg/kg-1, con 1 mg/kg-1 para la corteza terrestre continental (Taylor y McLennan, 1985). Asimismo, se lo encuentra también en forma apreciable como producto de la actividad industrial y antropogénica (Mandal y Suzuki, 2002) El arsénico se encuentra en aguas naturales en muy bajas concentraciones, pero también es muy variable. Algunos valores, encontrados en distintos tipos de aguas y diferentes partes del mundo, se resumen en la Tabla 1.

Lugar	Tipo de agua	Concentración (µg/l)*
En el mundo	Subterránea	Normalmente < 10 (existen valores puntuales naturales > 50.000) **
Calcuta, India	c/influencia de Planta de pesticidas	50-23.800
Bangladesh	Agua de pozo	<10 - > 1000
China	Agua de pozo	0,03-1,41
En la tierra	Agua de mar	1-8
Cordoba (Argentina)	Agua subterránea	100-3800

* Mandal y Suzuki, 2002; **Fernández Turiel et al., 2005.

Tabla 1: Tipos de agua en distintos lugares

En aguas superficiales los niveles de As informados por distintos autores son, en general, menores que los reportados en agua subterránea. En ríos y lagos, el valor promedio de concentración de As informado en la literatura en general es inferior a 0.8 µg/l, aunque puede variar dependiendo de factores como: recarga (superficial y

subterránea), drenaje de zonas mineralizadas, clima, actividad minera y vertidos urbanos o industriales (Smedley y Kinniburgh, 2002). En la Cuenca del Plata (ríos Uruguay, Iguazú, Paraná y de la Plata) la concentración de As informada está entre 10 y 17 $\mu\text{g}/\text{l}$ (INA, 2000). Las concentraciones elevadas de As en agua de ríos son poco frecuentes y en general se restringen a algunas cuencas endorreicas.

En Argentina el principal problema de salud pública producido por la ingesta de dosis elevadas de As durante largos períodos de tiempo es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE).

El HACRE está asociado a varios efectos crónicos, entre ellos alteraciones de la piel tales como melanosis, queratosis y cáncer de piel; entre otros efectos del arsénico sobre la salud humana también se ha descripto su relación con la aparición de cáncer de vejiga, riñón y pulmón; patologías vasculares de las extremidades inferiores, diabetes, hipertensión arterial y trastornos reproductivos (UN, 2001). El tiempo que tarda en manifestarse el HACRE es variable: la sensibilidad de los individuos está relacionada con el estado de salud de la persona, su situación nutricional, factores genéticos, insolación, ingesta diaria, la concentración de As en el agua de consumo, el tiempo de exposición (Trelles et al., 1970; Biagini et al., 1995) y otros múltiples factores. Generalmente transcurren varios años hasta la aparición de los signos clínicos.

La OMS recomienda bajar a 0,01 mg/l, pero no se trata de un límite tolerable, sino sugerido. La FAO de las Naciones Unidas sugiere el límite de 0,05 mg/l. Pero éstos son valores indicativos para todo el mundo, y el HACRE se manifiesta de diferentes maneras y a distintos niveles según el lugar del planeta. En Argentina, en el año 2007 se estableció, un plazo de 5 años para alcanzar el límite de 0,01 mg/l.

Las plantas potabilizadoras tienen un elevado costo y difícil mantenimiento, por lo cual en la actualidad no han llegado a este límite establecido.

Este trabajo se desarrolla como parte de los estudios básicos para la adecuación de criterios y prioridades sanitarias en cobertura y calidad de agua, en el marco de un proyecto de "hidroarsenicismo y saneamiento básico" de alcance federal, que en su momento se impulsara desde la Secretaría de Políticas Sanitarias, Regulación e Institutos y de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación en conjunto con el Consejo Hídrico Federal-COHIFE; y que actualmente ha empezado a instrumentarse por parte de algunas provincia. Asimismo, esta investigación se lleva a cabo en el marco de un Proyecto de Investigación aprobado por la Secretaria de Ciencia y Técnica de la UNNE Proyecto D005-2014 – Resolución 984/14 - "Toxicidad de Arsénico en Aguas y Matrices Biológicas en la Provincia del Chaco".

En una primera etapa, se realizó el relevamiento de la información disponible en el Chaco y Santiago del Estero; y se consultaron publicaciones científicas nacionales e internacionales, bibliografía y documentación oficial. Como parte de la fase inicial se hicieron 200 muestreos de agua de fuentes y servicios en distintas localidades de ambas jurisdicciones. Los análisis se realizaron por Espectrometría de Absorción Atómica en el Laboratorio de Química de la UNNE, según metodología estandarizada (Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater) y por el método de Espectrofotometría UV-visible con dietilditiocarbamato de plata -SDDC- en los laboratorios de APA-Chaco y DiOSSE-Santiago del Estero (en estos casos, las muestras correspondientes a cada territorio).

Además, de la determinación de Arsénico se determinaron analíticamente otros parámetros que pueden promover o ser coayudantes a la acumulación de arsénico en el organismo. Estos parámetros son: Selenio, Boro, Flúor, Vanadio y Berilio.

Con los datos obtenidos, se evaluará junto con el APA-Chaco y DiOSSE-Santiago del Estero el nivel más adecuado de arsénico en agua, de acuerdo con las condiciones actuales de los servicios, y el nivel de cobertura de agua y saneamiento. Se procesarán los datos obtenidos durante la investigación realizada, para proyectar nuevos rangos de tenores admisibles de arsénico, establecer prioridades sanitarias, inversiones y plazos, tanto para cumplir con tales tenores admisibles y con las metas del milenio en materia de cobertura

2. Métodos

Para el monitoreo de los ODM, la OMS propone indicadores que sean fácilmente actualizables y comparables, en el caso del ODM7 [meta C], se trata de la "proporción de la población con acceso a fuentes mejoradas de abastecimiento de agua potable". Es por ello que en virtud de la disponibilidad de los datos recientemente publicados por el INDEC, hemos realizado un análisis comparativo de la situación en la que se encontraban los municipios en los años 2001 y 2010.

De lo expresado se deduce que la fuente de datos estadísticos es el Censo 2001 y el Censo 2010, en ambos casos se accedió a la Base de Datos Redatam, disponible en el sitio oficial del Instituto Nacional de Estadística y Censos (www.indec.gov.ar).

Para el monitoreo de Arsénico en la provincia, las muestras se recolectaron en envases plásticos, refrigerándolas a 4°C. Para la determinación de As, las muestras fueron

acidificadas con HNO_3 . En todos los casos, se midió in situ, la temperatura y el pH, con un pHmetro de campo y la conductividad específica con un conductímetro de campo. En el Laboratorio de la UNNE se determinó As por Espectrometría de Absorción Atómica con Generación de Hidruros, según metodología estandarizada (Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater). Las determinaciones se realizaron por duplicado con un error relativo menor al 1%.

Para la cuantificación de As y Se en aguas se emplea la espectroscopia de absorción atómica por generación de hidruros. Esta técnica de atomización se basa en la propiedad de elementos como As y Se de formar hidruros volátiles por reacción del metal con el agente reductor borohidruro de sodio NaBH_4 , el cual lo convierte en hidruro gaseoso que es transportado por una corriente de gas inerte hacia el mechero o una celda calentada eléctricamente donde se descompone, liberando el analito de interés. Aquí, el haz de luz atraviesa los átomos y la disminución en su intensidad es función directa de la población del analito en la muestra. Esta técnica de atomización produce 500 - 1 000 veces más sensibilidad que la clásica técnica de llama (APHA, 1993).

3. Resultados y Discusiones

Si se comparan los datos censales de 1991, 2001 y 2010 el porcentaje de viviendas con acceso a agua segura de red pública ha presentado mejoras sustanciales a nivel nacional tanto en términos absolutos como relativos (72,2%, 80,2% y 84,0% respectivamente). Esta tendencia también se manifiesta en la Provincia del Chaco que revela un aumento del 61,6% al 76,4% de viviendas con acceso a agua de red pública entre los últimos dos censos (ver gráfico 1).

Viviendas que disponen de agua corriente de red por provincia, clasificadas en orden decreciente, según el último censo. Total del país. Años 1980, 1991, 2001 y 2010

Provincia	Viviendas con disponibilidad de agua de red			
	2010	2001	1991	1980
	%			
Ciudad Autónoma de Buenos Aires	99,6	99,8	99,9	99,1
Santa Cruz	97,2	97,0	93,5	82,9
Chubut	96,7	94,5	91,4	80,5
San Luis	94,4	90,3	80,1	65,9
Jujuy	94,2	91,7	86,0	70,8
Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur	94,1	96,4	94,1	79,6
Neuquén	93,8	91,7	89,6	74,9
La Rioja	93,6	90,7	88,5	74,2
San Juan	93,0	90,6	86,3	72,9
Catamarca	92,9	90,7	86,9	63,4
Río Negro	92,3	88,7	82,8	64,4
Córdoba	91,7	86,3	78,0	65,4
Mendoza	90,5	87,7	82,4	71,4
Entre Ríos	90,2	86,2	79,0	60,9
Salta	90,8	89,6	83,2	70,7
Tucumán	88,5	85,0	83,4	66,7
La Pampa	87,0	83,1	66,7	36,2
Corrientes	86,6	81,7	71,2	47,2
Santa Fe	84,1	80,6	72,7	56,4
Total del país	84,0	80,2	72,2	60,9
Interior de la provincia de Buenos Aires	80,0	76,1	65,3	52,1
Santiago del Estero	77,2	65,8	57,9	39,5
Chaco	76,4	71,8	61,6	33,9
Formosa	76,2	64,7	59,1	37,5
24 partidos del Gran Buenos Aires	72,4	67,8	56,3	49,7
Misiones	71,6	59,9	41,7	23,1

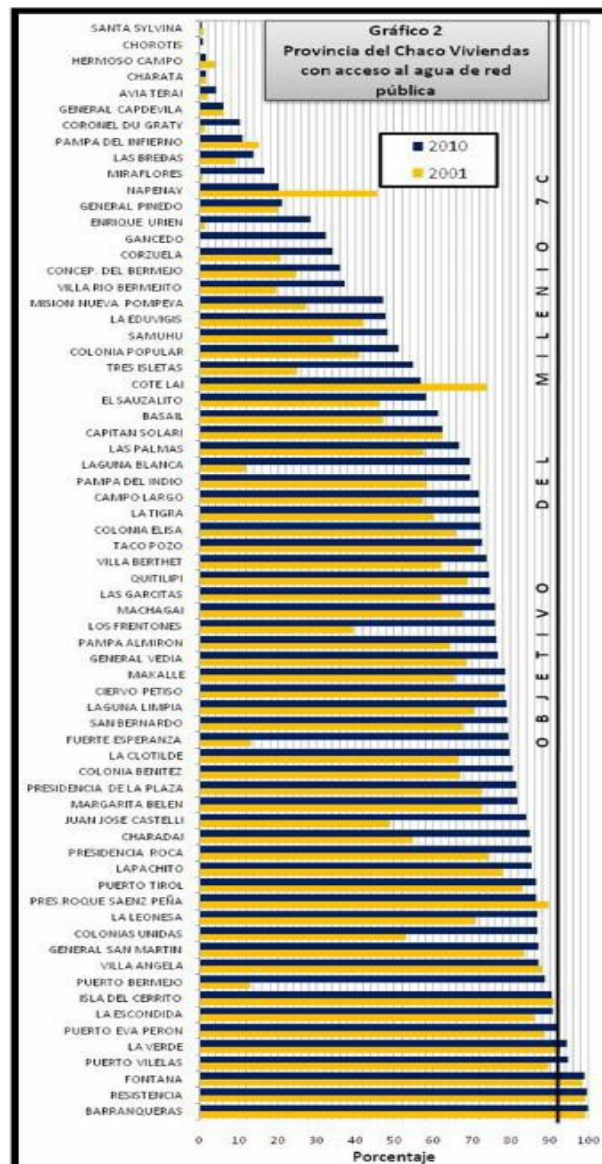
Grafico 1: Viviendas que disponen de agua de red en la Argentina

Visualizando el gráfico 2 el primer comentario que podemos realizar es que 6 municipios ya han alcanzado el ODM7C [igual o mayor al 92%], a saber: Barranqueras, Resistencia, Fontana, Puerto Vilelas, La Verde y Puerto Eva Perón. Respecto de los que aún no llegaron al valor que se espera para el 2015, el gráfico arroja la visualización de la gran diversidad de situaciones que presenta el Chaco, algunos municipios seguramente alcanzaran a cumplir el objetivo mientras que otros, por más esfuerzos que se realicen difícilmente logren conseguirlo. En otro orden de análisis hay que destacar que 58 municipios mejoraron el acceso al agua de red. Dentro de este grupo hay 5 municipios que podrían considerarse sin modificaciones ya que su incremento es

inferior al 1%, ellos son: Charata, Resistencia, Barranqueras, Fontana y Chorotis. En el otro extremo con un crecimiento superior al 20% de viviendas con acceso en 2010 respecto de 2001, se aprecia un conjunto de 12 municipios: Misión Nueva Pompeya, Enrique Urien, Tres Isletas, Charadai, Gancedo, Colonias Unidas, Juan José Castelli, Los Frentones, Laguna Blanca, Fuerte Esperanza, Puerto Bermejo, los últimos tres con más del 50% de incremento. Entre ambos extremos más de cuarenta municipios mejoraron su cobertura entre un 1 y un 18%.

Gráfico 2: Municipios con acceso a agua de red en la provincia del Chaco

Sin lugar a dudas, los datos analizados demuestran un importante crecimiento, detrás



del cual hay un gran esfuerzo que implica una mejora muy significativa no sólo en pos del cumplimiento de un objetivo global que persiguen todos los países, sino en pos de mejorar la calidad de vida de la población y responder a las características que actualmente tienen los municipios saludables. Sin embargo nuestro compromiso con

la realidad nos exige mostrar las desigualdades, las cuestiones pendientes, ya que estas [más que los logros], son las que deben considerarse para seguir avanzando. En efecto, los municipios que merecen profundizar todo tipo de programas, proyectos y acciones concretas para mejorar la situación son: General Pinedo, Napenay, Miraflores, Las Breñas, Pampa Del Infierno, Coronel Du Graty, General Capdevila, Avia Terai, Charata, Hermoso Campo, Chorotis y Santa Sylvina, en todos ellos el acceso al agua por red no alcanza el 25%. Esto implica un abastecimiento a través de cisternas, perforaciones, almacenamiento de agua de lluvia, entre otras formas de acceso. Esta difícil circunstancia se profundiza todavía más si consideramos que gran parte del sector occidental del Chaco tiene una elevada concentración de arsénico y la acumulación del agua suele realizarse en recipientes no adecuados, todo ello propicia situaciones poco favorables para garantizar la salud de la población.

Esto nos demuestra la importancia de consumir agua potable segura para nuestra supervivencia. Es por esto que para que un agua potable sea segura de consumir requiere que cumplan las normativas correspondientes al Código Alimentario Argentino. Nuestro análisis de calidad de agua se referirá fundamentalmente al contenido de Arsénico en agua, ya que se trata de uno de los mayores problemas que se evidencian en el Región del NEA y actualmente están generando grandes inconvenientes a nuestra población.

En la Tabla 2 se pueden observar los valores promedio, máximos y mínimos de muestras de aguas tomadas en distintas localidades del Chaco. La cantidad de muestras que se procesaron superaron las 250 muestras y se está trabajando para tener un mapa de Arsénico en todo el territorio provincial.

Analito	Laboratorio	Promedio	Máximo	Mínimo
ARSÉNICO As (ug/l)	APA	28,1	250,0	2,0

Tabla 2: Valores Promedios, Máximos y Mínimos de As

4. Conclusión

Finalmente, para concluir queremos resaltar que en la Argentina, en 2010, el 83% de la población tenía acceso a agua por red pública, esto representaba unos 32,8 millones de personas. A nivel provincial, sólo tres jurisdicciones se encuentran con un valor inferior al del Chaco (recordemos 76,4%), Formosa (76,2%), Provincia de Buenos Aires (72,4%) y Misiones (71,6%), mientras que once jurisdicciones ya han superado la meta que propone el Objetivo del Milenio (recordemos, 92%). Es importante reconocer los esfuerzos realizados para acercarnos a la meta que se persigue, sin embargo, para menguar las diferencias a nivel local, que siguen siendo difíciles de superar, se requerirá de estrategias, recursos y políticas focalizadas que minimicen las disparidades intraprovinciales y, fundamentalmente, concretar la construcción de los acueductos que garanticen el acceso a nivel local y las cinco condiciones que deber tener el acceso al agua: suficiente, saludable, aceptable, físicamente accesible y asequible.

Para monitorear los avances de las naciones signatarias, la ONU cuenta con cuatro programas específicos: (i) El Programa mundial de evaluación de los recursos hídricos; (ii) El Programa conjunto OMS/UNICEF de monitoreo del abastecimiento de agua y del saneamiento; (iii) El Programa de ONUAgua para el desarrollo de la capacidad en el marco del Decenio; y (iv) El Programa de ONU-Agua sobre fomento y comunicación en el marco del Decenio.

Estos programas nos Informan permanentemente lo que sucede a nivel global y ello nos posibilita tener un horizonte hacia dónde observar los acontecimientos mundiales. A nivel local, como hemos visto alrededor de 200.000 personas en el Chaco son las que se encuentran más afectadas por la falta de acceso al agua, esto influye directamente en el consumo de agua y alimentos asépticos, en la salud y en la higiene personal, a lo que también hay que añadir la disponibilidad de este recurso para las actividades productivas. Los datos, cuadros, gráficos y representaciones presentados en los apartados anteriores echan luces respecto de la situación a escala provincial, pero más aún sobre las realidades locales que es donde más se siente la necesidad de agua saludable. Concretar los proyectos de acueductos que proporcionen agua potable a la población es una obligación de los estados miembros de las Organización de las Naciones Unidas que el 28 de julio de 2010, a través de la Resolución 64/292, reconoció explícitamente el derecho humano al agua y al saneamiento, reafirmando que un agua potable, limpia y el saneamiento son necesarios para la realización de todos los derechos humanos.

Con respecto a los niveles de Arsénico en las distintas muestras analizadas que corresponden a diferentes municipios, localidades y distritos provinciales, es preocupante la situación en aquellos que superan los 50 ug/L, ya que están por encima de la norma y habría que ejercer medidas correctivas y brindar una fuente de agua potable alternativa. Sobre esta temática se continúa trabajando para establecer un mapa que evidencie los niveles de arsénico en toda la provincia y acercar esta información a los organismos correspondientes para que apliquen acciones y medidas para lograr cumplir con los ODM y lograr que la población tenga acceso a agua potable segura.

5. Referencias

APHA (American Public Health Association) (1993) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. USA: 3-10 a 3-11, 3-34 a 3-39, 3-89 y 3-91, métodos 3030 F, 3114 B y C y 3500-Se A, 874 p; Washington DC

BIAGINI R, SALVADOR M, QUEIRO R, TORRES SORUCO C, BIAGINI M & DIEZ BARRANTES A. (1995) HACRE, casos diagnosticados en el período 1972/1993. Archivo Argentino de Dermatología, 45: 47-52

BOYLE D, TURNER R & HALL G. (1998) Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island, British Columbia. Environmental Geochemistry and Health, 20: 199-212

INA (Instituto Nacional del Agua y el Ambiente). (2000) Reporte de datos de calidad de agua. Comité Intergubernamental Coordinador de los países de la Cuenca del Plata. Buenos Aires, Argentina Disponible en: <http://www.pnuma.org/agua-miaac>

INDEC, 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda. Datos en línea. www.indec.gov.ar.

MANDAL B.K., SUZUKI K.T. (2002) Arsenic round the world: a review, Talanta, 58, 201-235.

OMS, 2003. La cantidad de agua domiciliaria, el nivel del servicio y la salud. Guy Howard, Water Engineering and Development Centre, Universidad de Loughborough, RU, y Jamie Bartram, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza. http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/wsh0302/es/index.html

OMS, 2012. Se cumple la meta sobre agua potable del Objetivo de Desarrollo del Milenio La meta de saneamiento sigue estando muy retrasada. Disponible en: http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2012/drinking_water_20120306/es/

OMS, 2013. Objetivos de Desarrollo del Milenio. Informe 2013. <http://www.un.org/es/millenniumgoals/pdf/mdg-report-2013-spanish.pdf>

ONU, 2010. Decenio Internacional para la acción "El agua fuente de vida 2005-2015". Disponible en:

http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml

ONU, 2013. Lo programas de ONU Agua. Disponible en: http://www.unwater.org/discover_es.html#action

SMEDLEY P & KINNINBURGH D. (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17: 517-568

TAYLOR S.R., MCLENNAN S.M., (1985) The continental Crust: Its Composition and Evolution, Blackwell Scientific Publications, London.

TRELLES R, LARGHI A & PÁEZ J. (1970) El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor. Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Instituto de Ingeniería Sanitaria, publicación N°4: 96 p

UN (United Nations) (2001) Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water. UN, Geneva: 390 p

Índice

PROLOGO	1
EMPRESAS E INSTITUCIONES QUE APOYAN Y AUSPICIAN EL EVENTO:	3
RESÚMENES	4
ANÁLISIS CICLO DE VIDA	1
ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE AGREGADO DE PLÁSTICO RECICLADO	8
RESUMEN	8
REFERENCIAS	10
HUELLA DE CARBONO Y HUELLA HÍDRICA DE LA FIBRA DE ALGODÓN DESMOTADO	11
RESUMEN	11
REFERENCIAS	14
HUELLA DE CARBONO Y HUELLA ENERGÉTICA DEL ETANOL ANHIDRO, PRODUCIDO EN UNA MINI DESTILERÍA “MINIDEST” EN ORIGEN	17
RESUMEN	17
REFERENCIAS	20
PRIMEROS PASOS HACIA LA PLANIFICACIÓN DE LA PRODUCCIÓN SUSTENTABLE DE ACEITE DE PALMA EN COLOMBIA	22
RESUMEN	22
REFERENCIAS	24
ESTUDIO COMPARATIVO DEL PERFIL AMBIENTAL DE BIORREFINERÍAS DE MAÍZ A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	25
RESUMEN	25
REFERENCIAS	29
ANÁLISIS DE UNA PLANTA DE ETANOL CONTINUA CON RECUPERACIÓN DE DIÓXIDO DE CARBONO	30
RESUMEN	30
REFERENCIAS	32
SELECCIÓN DE INDICADORES DE USO DEL SUELO PARA ESTUDIOS DE CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS EN LAS ZONAS ÁRIDAS DE ARGENTINA	33
RESUMEN	33
REFERENCIAS	36
EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN EL DESARROLLO DE INDICADORES REGIONALES PARA EUTROFIZACIÓN TERRESTRE Y ACUÁTICA	37
RESUMEN	37
REFERENCIAS	39
DEL ICV AL ACV DE JAMÓN CRUDO	40
RESUMEN	40
PROPUESTA DE CONJUNTOS HABITACIONALES COMPACTOS PARA OPTIMIZAR EL USO DEL AGUA Y SU IMPACTO EN TIERRAS SECAS.	42
RESUMEN	42
REFERENCIAS	45
COSTOS DE CICLO DE VIDA	47
COSTOS PARA LA DESCARBONIZACIÓN DEL TRANSPORTE AUTOMOTOR EN ARGENTINA, MEDIANTE VEHÍCULOS DE CELDAS DE COMBUSTIBLE EN BASE A HIDRÓGENO	48

RESUMEN	48
Antecedentes:	48
Propósito del estudio:	49
Metodología:	49
Principales Hallazgos:	49
Conclusiones:	49
Referencias	50
HUELLA DE CARBONO	51
ESTIMACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN LA PRODUCCIÓN PRIMARIA DE TRIGO DE LA PROVINCIA DE	
CÓRDOBA	52
RESUMEN	52
HUELLA DE CARBONO Y ENERGÉTICA EN LA PRODUCCIÓN DE CAÑA DE AZÚCAR EN MISIONES.....	54
RESUMEN	54
REFERENCIAS	56
ESTIMACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO EN LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA DE PERAS EN EL ALTO VALLE DEL RÍO	
NEGRO.....	57
REFERENCIAS	59
HUELLA DE CARBONO EN ESTABLECIMIENTOS LECHEROS DE LA PROVINCIA DE SANTA FE BAJO DIFERENTES	
SISTEMAS DE ALIMENTACIÓN.....	61
RESUMEN	61
HUELLA HÍDRICA	63
VALORACIÓN DE LA HUELLA HÍDRICA EN CULTIVOS DE VID CON DIFERENTES MANEJOS DE RIEGO EN COLONIA	
CAROYA, CÓRDOBA.	64
RESUMEN	64
REFERENCIAS	66
EVALUACIÓN DEL USO DEL AGUA EN PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS PARA SISTEMAS LECHEROS BOVINOS	67
RESUMEN	67
REFERENCIAS	70
CAMBIO EN EL USO DEL AGUA. ¿ES NECESARIO CONSIDERARLA DENTRO DE LA CATEGORÍA DE IMPACTO USO DEL	
AGUA EN ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA?	71
RESUMEN	71
REFERENCIAS	74
PRODUCTIVIDAD DEL AGUA EN ESTABLECIMIENTOS LECHEROS DE LA	76
ARGENTINA BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE ALIMENTACIÓN.....	76
RESUMEN	76
REFERENCIAS	78
ECONOMÍA CIRCULAR Y ECOEFICIENCIA	79
EVALUACIÓN AMBIENTAL DE ESTRATEGIAS DE ECONOMÍA CIRCULAR APLICADAS A LA INDUSTRIA CITRÍCOLA	
(TUCUMÁN)	80
RESUMEN	80
ECONOMÍA CIRCULAR Y ECOEFICIENCIA	82
MODELADO DEL TRATAMIENTO DE EFLUENTES OLIVÍCOLAS. UNA APROXIMACIÓN MEDIANTE ANFIS.....	83
RESUMEN	83
REFERENCIAS	85
DEGRADACIÓN DE COLORANTES TEXTILES: UNA ALTERNATIVA PARA EL REUSO DEL AGUA EN EL PROCESO DE	
TEÑIDO.....	86
REFERENCIAS	88
EDUCACIÓN.....	89

RED DE FREATÍMETROS VENADO TUERTO	90
RESUMEN	90
REFERENCIAS	93
DEL AGUA VIRTUAL A LA ISO 14046. EVOLUCIÓN DE UN CURSO DE POSTGRADO EN HUELLA HÍDRICA	94
RESUMEN	94
REFERENCIAS	96
ANÁLISIS DE OFERTA EDUCATIVA DE GRADO Y POSGRADO EN ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA Y HUELLAS AMBIENTALES EN ARGENTINA	97
RESUMEN	97
REFERENCIAS:	98
OTROS	99
ESTUDIO PRELIMINAR DE LA HUELLA DE CARBONO DEL SISTEMA PRODUCTIVO ARROCERO EN LA PROVINCIA DE CORRIENTES	100
RESUMEN	100
CONSIDERACIONES FINALES	102
REFERENCIAS	102
TRABAJOS COMPLETOS.....	103
TRABAJOS COMPLETOS	104
ANÁLISIS CICLO DE VIDA	105
RELACIÓN ENTRE LOS COSTOS OPERATIVOS DE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS SÓLIDOS Y EL IMPACTO AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE CÓRDOBA, ARGENTINA.	106
RESUMEN:	106
1. INTRODUCCIÓN.....	108
2. MÉTODOS.....	109
Balances de masa	109
Impacto ambiental	109
Impactos por procesamiento	110
Impactos por Transportes	110
Función objetivo.....	110
Escenarios.....	111
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	111
4. CONCLUSIÓN	114
5. REFERENCIAS.....	116
HUELLA HÍDRICA - HUELLA DE AGUA	117
LA MATRIZ INSUMO-PRODUCTO AMPLIADA, UNA HERRAMIENTA INTEGRAL PARA EL ANÁLISIS DE LA HUELLA HÍDRICA POR SECTORES DE LA ECONOMÍA. EL CASO DE CÓRDOBA	118
RESUMEN:	118
1. INTRODUCCIÓN.....	120
2. METODOLOGÍA.....	121
Matriz insumo-producto o tabla input-output.....	121
Modelo insumo-producto	124
Motores de la economía	126
3. RESULTADOS.....	132
4. CONCLUSIONES.....	138
5. REFERENCIAS.....	141

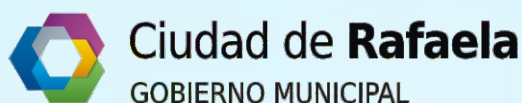
ECONOMÍA CIRCULAR Y ECOEFICIENCIA	142
UNA PROPUESTA SUSTENTABLE PARA LA DESALINIZACIÓN DE AGUA	143
RESUMEN:	143
.1. INTRODUCCIÓN	144
2. MÉTODOS.....	145
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES	146
4. CONCLUSIÓN	149
5. REFERENCIAS.....	150
ESTUDIO DE LA REACCIÓN VÍA CATÁLISIS HETEROGÉNEA DE GLICEROL A CARBONATO DE GLICERILO	151
RESUMEN:	151
DESARROLLO DE UN INDICADOR DE CIRCULARIDAD E IMPACTO APLICADO A UNA RED DE INTERCAMBIO EN UN PARQUE INDUSTRIAL	160
RESUMEN	160
1. INTRODUCCIÓN	161
Indicadores para una Economía Circular	161
El Análisis de Ciclo de Vida como herramienta de evaluación de la Economía Circular	162
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	163
Balances de las fuentes y los sumideros	163
Desarrollo del indicador	164
Descripción del caso de estudio	164
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	166
4. CONCLUSIONES.....	166
5. REFERENCIAS	169
SUSTENTABILIDAD INDUSTRIAL	171
IMPLEMENTACIÓN DE UN SGÉN BASADO EN ISO 50001 EN UNA PYME	172
RESUMEN:	172
1. INTRODUCCIÓN.....	173
2. MÉTODOS.....	173
2.1. Ciclo PHVA aplicado a la norma ISO 50001:2011	173
2.2. Breve descripción del equipamiento en la planta	175
2.3. Identificación de los usos y consumos	176
2.4. Concepto de línea de base energética e indicadores. Estimación del ahorro.....	177
2.5. Acciones implementadas	178
3. Resultados y Discusiones.....	180
4. CONCLUSIÓN	181
Agradecimientos.....	181
5. REFERENCIAS.....	182
INDUSTRIA OLIVÍCOLA DE CÓRDOBA: UNA PROPUESTA PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES	183
RESUMEN:	183
1. INTRODUCCIÓN.....	184
2. MÉTODOS.....	186
Proceso industrial.....	186
Pre-tratamiento del efluente.....	186
Evaluación de la actividad catalítica de los materiales sintetizados.....	187
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES	187
4. CONCLUSIÓN	190
5. REFERENCIAS.....	191

EVALUACIÓN DE CALIDAD DE FIBRAS TEXTILES DE ORIGEN ANIMAL MEDIANTE NIRS, COMO APORTE AL DESARROLLO SOSTENIBLE DE LA INDUSTRIA TEXTIL	193
RESUMEN	193
1. INTRODUCCIÓN.....	195
2. MATERIALES Y MÉTODOS	196
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	200
4. CONCLUSIÓN	201
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	202
TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE ACEITUNAS, UN ENFOQUE DESDE EL MODELADO NEURONAL	205
RESUMEN	205
1. INTRODUCCIÓN.....	207
2. MÉTODOS.....	208
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES	209
4. CONCLUSIÓN	210
Agradecimientos.....	211
5. REFERENCIAS.....	212
OTROS	213
EL RECURSO HÍDRICO Y SU DISPONIBILIDAD EN LA PROVINCIA DEL CHACO – ARGENTINA.....	214
RESUMEN:	214
1. INTRODUCCIÓN.....	215
Arsénico e Hidroarsenicismo.....	216
2. MÉTODOS.....	218
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES	219
4. CONCLUSIÓN	223
5. REFERENCIAS.....	225
ÍNDICE	227

ENARCIV

2020

El Análisis de Ciclo de Vida al servicio de una Economía Circular



ISBN 978-987-8992-28-0

