

A dynamic splash of clear blue water against a light blue background, with many small bubbles and droplets. The water is captured in mid-air, creating a sense of movement and freshness.

EL AGUA

en la producción agropecuaria

II Jornadas Interdisciplinarias Ciclo del Agua en Agroecosistemas

A photograph of a lush green field with three cows grazing. In the foreground, a large black and white cow is looking towards the camera. In the background, a brown and white cow and a black cow are grazing. The field is bordered by a line of green trees under a clear blue sky.

Editores:

Alicia Fernández Cirelli, Alejo Pérez Carrera
y Alejandra Volpedo.

El agua

en la producción agropecuaria.

Editores:

Alicia Fernández Cirelli, Alejo Pérez Carrera y Alejandra Volpedo.

Editores: Alicia Fernández Cirelli, Alejo Pérez Carrera y Alejandra Volpedo.
ISBN: 978-987-28963-0-0.

Prologo

Este libro surge como resultado de las **II Jornadas Interdisciplinarias “Ciclo del Agua en Agroecosistemas”** realizadas en la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires y organizadas por el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Instituto de la Universidad de Buenos Aires y el Instituto de Investigaciones en Producción Animal (CONICET-UBA), de reciente creación.

Se han seleccionado trabajos presentados durante las Jornadas que ponen de manifiesto estudios realizados en nuestro país y en la región y que resaltan la importancia del agua para la producción animal; en un marco donde el desarrollo de los sistemas agropecuarios y el aumento de la producción de alimentos son desafíos que enfrenta nuestro país, y parte de la región latinoamericana, para dar respuesta a la demanda creciente de la población.

En primer lugar, se presenta un trabajo que reúne antecedentes de calidad de agua para producciones tradicionales, en particular la producción bovina, y para producciones no tradicionales, como los peces dulceacuícolas. Estos trabajos, realizados en Argentina, demuestran la importancia del agua para la producción animal, no solo en cantidad sino también en calidad. Además, sirven de base para identificar temas estratégicos que necesitan de estudios más profundos para lograr mejoras en los sistemas productivos.

En la segunda parte, se presentan trabajos asociados a ecosistemas acuáticos, proveedores de agua para producción agropecuaria, estimaciones de la huella hídrica para producciones de leche y aspectos socio-económicos vinculados con la gestión del agua en el medio rural.

La cuenca del Arroyo Tapalqué (provincia de Buenos Aires) es fuente de agua de bebida de ganado bovino. En el trabajo publicado se evalúa su calidad. Todas las muestras analizadas se caracterizan por su bajo contenido salino. En ningún caso se superan los límites recomendados para los iones mayoritarios. Sin embargo, el contenido de flúor superó el límite máximo recomendado para ganado (1 ppm), al igual que el contenido de coliformes totales y fecales. En función de ello, es recomendable no utilizar el arroyo Tapalqué como agua de bebida animal

Una de las problemáticas resultantes de la producción agropecuaria es el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua, ya que estos son causa de eutrofización. En condiciones de alta concentración de nutrientes y alta temperatura, se pueden desarrollar floraciones algales. Estas floraciones consisten en el crecimiento explosivo

de algas que afectan negativamente la calidad del agua por su alta biomasa y por la producción de toxinas perjudiciales para los animales y el hombre. En las lagunas costeras la salinidad puede modular el desarrollo de estas floraciones frente a situaciones de eutrofización. Se compararon los resultados de un estudio sobre una laguna costera protegida de Uruguay, donde se desarrollan actividades ganaderas (Laguna de Rocha). Las salinidades características de ambientes estuarinos y las altas concentraciones de nutrientes provocadas por actividades antrópicas permiten el desarrollo de grupos de fitoplancton nocivos. Sin embargo, la ausencia de frecuentes floraciones podría estar explicada por la variabilidad de la salinidad.

El proceso de agriculturización en la pampa húmeda Argentina presiona fuertemente a la intensificación de las actividades ganaderas para mantener su competitividad. Las cuencas de la provincia de La Pampa no han sido ajenas a este proceso. En estos últimos años, la dinámica de la transformación productiva de esta región y la creciente demanda hídrica que ejercen los procesos de intensificación de los sistemas de producción lechera, motivan el monitoreo de la eficiencia de uso del recurso. En el trabajo publicado se determinaron las huellas hídricas de los principales productos de la cadena láctea de la provincia de La Pampa: leche fluida y queso industrializado. La base alimentaria animal, en particular la suplementación, constituye ampliamente el principal determinante del indicador de Agua Virtual para los productos lácteos analizados. El menor valor del indicador se presentó en las variantes de sistemas intensivos, hallándose que la productividad del sistema más que compensa la intensidad de uso del recurso. La alta participación de la producción primaria en el volumen total de agua virtual exportado, brinda elementos adicionales en favor de la importancia del agregado de valor en origen a la producción primaria láctea provincial y de la reducción de la capacidad ociosa de la industria, para maximizar el valor monetario de la productividad del agua local.

El agua en las regiones áridas suele ser el factor que limita una adecuada prestación de servicios de los ecosistemas, sobre todo cuando existen usos competitivos como es el caso de la cuenca del río Huasco, ubicada en el desierto de Atacama, una zona hiper-árida, en el norte de Chile, donde coexisten grandes empresas mineras y agropecuarias, con pequeños productores. El trabajo de León y colaboradores, presenta un ejemplo de valoración económica mediante la utilización de dos herramientas: i) el valor de uso directo del agua, un valor de mercado obtenido mediante el análisis del registro de transacciones de derechos de aprovechamiento de agua del conservador de bienes raíces, y ii) la disposición a pagar por mantener la condición actual de provisión de agua, mediante valoración contingente, obteniendo los valores de existencia y herencia (en conjunto valor de no uso), y los valores de uso indirecto y opción.

El ejemplo presentado es de Chile, donde existen los derechos de agua, una legislación diferente a la de nuestro país así como a la de otros países de la región y constituye una contribución válida a la hora de aportar insumos para una mejor estimación de caudales ecológicos con el objeto de asegurar la satisfacción de las demandas económicas, sociales y ambientales del agua.

El concepto de desarrollo sustentable aplicado a la gestión del agua en el medio rural, se hace presente a la hora de la toma de decisiones y de implementar estrategias para su uso y manejo, exigiendo un mayor compromiso de todos los actores sociales involucrados. Los cambios en las tecnologías agropecuarias y la tendencia a la intensificación ganadera, sumado a un deficiente manejo de efluentes en los establecimientos, implicarían un riesgo de contaminación del agua. Esto demuestra, no solo la necesidad de estudiar regionalmente las características de los sistemas productivos utilizados, sino también implica la evaluación de estrategias para sensibilizar a aquellos involucrados en esta problemática, para generar acciones de cambio. En el trabajo donde se aborda la percepción ambiental en el medio rural como diagnóstico en la toma de decisiones se analizó la percepción, actitud y conocimiento de los actores involucrados en el manejo de los efluentes ganaderos, como instrumento de diagnóstico, para el desarrollo e implementación de planes de capacitación para la protección de los recursos hídricos tomando como región de interés la provincia de Buenos Aires.

Finalmente se presentan tres comunicaciones cortas. La primera de ellas está relacionada con los compuestos orgánicos clorados, que son contaminantes persistentes en el ambiente y se pueden acumular a través de la cadena trófica por sus propiedades lipofílicas. Como consecuencia, hay un interés para determinar estos compuestos orgánicos, tanto desde la comunidad científica como del ámbito regulatorio. En el trabajo publicado, se evalúa la aplicabilidad de la determinación de los compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como una medida de la calidad del agua y sedimentos.

La segunda comunicación aborda consideraciones preliminares acerca del uso del agua para la producción de carne bovina en Argentina. La producción de carne, especialmente bovina, demanda un gran volumen de agua utilizada para la producción de alimento y bebida del ganado y también para otros servicios de agua asociados, por ejemplo, a la limpieza de los animales, instalaciones, medios de transporte, etc. En este contexto, se destaca la importancia de una gestión sustentable del agua en los establecimientos productivos.

En la tercera comunicación se analiza el marco legal del agua en Argentina, que se encuentra subsumido en un marco más amplio que es el del ambiente. La aten-

ción a los presupuestos mínimos y a la gestión integrada del agua, puede aportar herramientas eficaces a los fines de unificar criterios y armonizar competencias. Por otra parte, debe prestarse especial atención a la regulación del agua para las actividades agropecuarias, dado que representan un área estratégica y prioritaria para nuestro país, y a su vez demandan un importante caudal del recurso agua para su desarrollo.

Los editores consideramos que este volumen constituye un aporte a la valoración del agua como factor clave en la producción animal. Además, agradecen a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), a la Fundación FUNDAVET y a la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires por el apoyo recibido.

Alicia Fernández Cirelli
Alejo L. Pérez Carrera
Alejandra V. Volpedo

Una mirada transdisciplinaria sobre el agua: 10 años de experiencias.

La problemática del agua envuelve e integra el conocimiento de una diversidad de sistemas que no son usualmente considerados en forma simultánea. Por ello, es de vital importancia la integración de las diferentes disciplinas para lograr el conocimiento transdisciplinario; la integración de la investigación con la docencia formal e informal, y por último, la integración con los organismos normativos y de gestión.

La fragmentación en el análisis de las actividades y procesos que condicionan el sector hídrico ha conspirado contra el enfoque integral necesario para una planificación eficiente. Las universidades y centros de investigación y desarrollo, como parte inseparable de la sociedad, están obligados a la consideración de sus problemas más acuciantes y a la búsqueda de soluciones creativas, seguras y económicas.

El agua tiene su propia dinámica en el denominado ciclo hidrológico. Las actividades humanas han generado ciclos antrópicos o artificiales, que modifican su circulación, características y alteran la calidad del recurso.

Las actividades agropecuarias son el principal usuario del recurso, que en muchos casos es exportado como “agua virtual”. El agua que se utiliza en las producciones agropecuarias, tanto para riego como para bebida animal, requiere una calidad determinada para no alterar la productividad ni el ambiente. La presencia de contaminantes, en particular de microcontaminantes como metales pesados, plaguicidas y agentes terapéuticos veterinarios en matrices ambientales puede ser una vía de transferencia a la cadena agroalimentaria.

Por ello, resulta fundamental la formación de profesionales que conozcan y se involucren en los nuevos conceptos y planteamientos que exige una gestión sustentable del recurso hídrico, a través de la investigación transdisciplinaria.

En este contexto, el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA) comenzó sus actividades en la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires, en 2002, fue concebido como un espacio donde el tratamiento de la problemática del agua se realiza integrando todas aquellas disciplinas que favorecen la mejor comprensión de las situaciones para garantizar la sustentabilidad del recurso.

Desde entonces, en el CETA se realizan en forma sostenida actividades de investigación, vinculación institucional a nivel nacional e internacional, formación de recursos humanos, docencia de grado y posgrado y extensión.

Como resultado de las actividades de investigación, en el período 2000-2010, los investigadores del CETA han publicado setenta y cinco (75) artículos en revistas periódicas con referato; han participado y presentado contribuciones en ciento cincuenta (150) eventos científicos relacionados con las temáticas abordadas, se han editado cuarenta (40) libros y se ha participado en sesenta (60) capítulos de libros.

En el mismo período, se han realizado y defendido siete tesis doctorales y actualmente se encuentran en desarrollo once tesis doctorales.

Cabe destacar que como parte de su actividad internacional, el CETA ha organizado y/o coordinado numerosos eventos de carácter científico.

Respecto de la formación de posgrado, en el año 2002 se creó la Maestría en Gestión del Agua, que inició sus actividades en el año 2004 y que ha sido acreditada y categorizada A por la CONEAU. En el presente año, terminan de cursar los alumnos de la tercera promoción, habiéndose presentado hasta el momento catorce (14) tesis de Maestría mientras que actualmente, se encuentran en desarrollo otras doce (12) tesis de Maestría.

Entre las actividades de extensión es importante mencionar los servicios a terceros (análisis de agua, suelo, sedimento y efluentes: elementos mayoritarios y minoritarios. Estudios de impacto ambiental, auditorías y consultorías ambientales); la difusión de conocimientos a la sociedad civil a través de las publicaciones de divulgación; los proyectos de extensión con escuelas agropecuarias, así como también con municipios y otros organismos de la Provincia de Buenos Aires.

La intensa actividad desplegada por el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua y la necesidad de formalizar los vínculos existentes con otras unidades académicas de la Universidad de Buenos Aires y de facilitar la vinculación a nivel regional e internacional, condujeron a que el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua se constituya como Instituto de la Universidad de Buenos Aires en agosto de 2011. Este Instituto tiene como objetivo general el estudio de los recursos hídricos que se utilizan en los agroecosistemas en cuanto a calidad y cantidad para las diferentes actividades agropecuarias, su impacto en producción, salud y bienestar animal, así como los efluentes que se producen, sus efectos ambientales y las medidas de mitigación que puedan adoptarse.

Para lograr este objetivo general, se han definido diferentes líneas de acción:

- **Relacionar** la utilización de los recursos hídricos con los ecosistemas que abastece el agua para garantizar la sustentabilidad.
- **Ampliar** el conocimiento de las complejas interacciones que existen en los ecosistemas y los procesos que las determinan.
- **Garantizar** la menor alteración del ciclo hidrológico natural.
- **Contribuir** a la formación de recursos humanos especializados.
- **Concientizar** a la sociedad civil sobre la importancia del agua y lograr su participación en la implementación y cumplimiento de las políticas ambientales.
- **Vincular** la generación de conocimientos con los organismos de planificación y gestión.
- **Diseñar** mecanismos para que los resultados de la gestión junto con el aporte de la sociedad, generen nuevos enfoques de investigación.

Entre las áreas de investigación principales se destacan:

- 1) Estudio de la relación entre la concentración de elementos traza en matrices ambientales (agua, suelo, sedimento), en especies forrajeras, y en productos pecuarios de consumo humano.
- 2) Tratamiento de efluentes agropecuarios y de industrias agroalimentarias.
- 3) Influencia de los cambios climáticos en agroecosistemas y ecosistemas acuáticos.
- 4) Determinación de stocks pesqueros de especies comerciales marinas y dulceacuícolas.
- 5) Estudio de la afinidad de fármacos de uso veterinario y agroquímicos con distintos tipos de suelo y su persistencia en la zona no saturada.
- 6) Evaluación de la calidad del agua en acuicultura en función de la digestibilidad y el aprovechamiento del alimento.
- 7) Implementación de un control lechero en varios tambos ovinos, como herramienta para comparar la calidad de la leche y la eficiencia de su industrialización posterior con destino a la alimentación humana.
- 8) Sistemas Ganaderos Intensificados: Estrategias y desafíos productivos para mitigar impactos ambientales y sanitarios.
- 9) Aspectos económicos e institucionales de los servicios de agua y saneamiento.

Entre las diferentes actividades científicas que organizamos desde el CETA, las Jornadas “Ciclo del Agua en Agroecosistemas ocupan un lugar protagónico.

En el año 2010 se realizaron las Primeras Jornadas “Ciclo del Agua en Agroecosistemas”. La gran repercusión lograda y el espacio de intercambio académico generado, nos alentaron a programar la realización de las Segundas Jornadas Interdisciplinarias “Ciclo del Agua en Agroecosistemas” que tuvieron como principal objetivo el análisis de los recursos hídricos que se utilizan en los agroecosistemas en cuanto a calidad y cantidad para las diferentes actividades, su impacto en producción, salud, bienestar animal y seguridad de los alimentos, así como los efluentes que se producen, sus efectos ambientales y las medidas de mitigación que puedan adoptarse. Las Jornadas mencionadas se llevaron a cabo en la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires entre el 12 y 14 de septiembre de 2012 y en este libro aparecen una selección de los trabajos presentados en cada eje temático.

En 2012 conmemoramos los diez primeros años de actividad ininterrumpida en investigación, docencia y extensión, fortaleciendo el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, hoy Instituto de la Universidad de Buenos Aires.

De esta manera, fuimos construyendo, con una mirada diferente y con el aporte de profesionales de diferentes disciplinas un espacio de búsqueda para dar soluciones a problemáticas complejas como es la del agua, un recurso imprescindible para la vida. Es importante lo que hemos logrado y mucho lo que nos queda por hacer, por eso seguiremos fortaleciendo las actividades iniciadas y abriendo nuevos caminos con el mismo entusiasmo que guió nuestros primeros pasos.

*Alicia Fernández Cirelli
Alejo L. Pérez Carrera
Alejandra V. Volpedo*

La calidad de agua como factor clave en la producción animal.

Water quality as a key factor for animal production.

Autor: Alicia Fernández Cirelli¹, Alejandra Volpedo¹ y Alejo Pérez Carrera¹. ¹Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET) y Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (UBA). Av. Chorroarín 280 - C1427CWO - Buenos Aires – Argentina. ceta@fvet.uba.ar

Título Breve: Calidad de agua y producción animal.

Palabras Clave: Calidad de agua, especies tradicionales y no tradicionales, producción animal, microcontaminantes.

Keywords: Water quality, traditional and non traditional animal species, livestock production, micropollutants.

La calidad de agua como factor clave en la producción animal.

Alicia Fernández Cirelli, Alejandra Volpedo y Alejo Pérez Carrera.

Resumen

Uno de los factores determinantes de la producción animal es la calidad de agua de consumo de los animales, debido a su relación con los requerimientos nutricionales. Los criterios que habitualmente se consideran para la determinación de la calidad del agua de bebida son sus propiedades fisicoquímicas y organolépticas, la presencia de compuestos tóxicos y de bacterias patógenas, y el exceso de minerales.

En este trabajo se presenta una selección de ejemplos representativos de estudios de calidad de agua para la producción animal, en diferentes regiones de Argentina con el objetivo de analizar las carencias de información y proponer la intensificación de estudios que permitan mejorar los sistemas de producción animal de nuestro país.

Palabras clave: Calidad de agua, especies tradicionales y no tradicionales, producción animal, microcontaminantes.

Abstract

Water quality is one of the determining factors for animal production due to its relation with the nutritional requirements. The criteria that are usually considered in the determination of water quality take into account the physicochemical and organoleptic properties, the presence of toxic compounds and pathogenic bacteria, and the excess of minerals.

The aim of the present work is to present significant examples on water quality for animal production in different regions of Argentina. The identification of information gaps will be the basis for new studies to improve the animal production systems in our country.

Keywords: Water quality, traditional and non traditional animal species, livestock production, micropollutants.

Introducción

La producción animal ocupa un lugar clave en el desarrollo socioeconómico de Argentina, que está estrechamente vinculado con la expansión de las actividades agropecuarias. Este hecho está ligado a una creciente demanda de alimentos por el aumento de la población mundial, la mejora en la calidad de vida y la mayor expectativa de vida de la población. El agua ocupa un lugar destacado en la producción animal, pues debe existir una provisión adecuada en cantidad y calidad para cubrir los requerimientos de cada especie animal.

El conocimiento de los factores que determinan la calidad del agua, vinculados con las necesidades de los animales para la producción y la salud, permiten evaluar el recurso agua con fines productivos. Los criterios que habitualmente se tienen en cuenta para la determinación de la calidad del agua de bebida son sus características fisicoquímicas y organolépticas, la presencia de compuestos tóxicos, el exceso de minerales y la presencia de bacterias patógenas (NRC, 2001).

Diferentes autores han estudiado cuestiones vinculadas a la calidad de agua de bebida para las producciones animales tradicionales (Sager, 2000; Bavera *et al.*, 2001; Iramain *et al.*, 2001; Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2004; Pérez Carrera *et al.*, 2007).

Existen factores que inciden sobre el nivel de tolerancia de una determinada especie a la concentración de las distintas sales, lo cual tiene incidencia sobre la salud del animal y disminuye los niveles de consumo. Entre estos factores se encuentra la raza, edad, estado fisiológico y peso, temperatura ambiente, nivel y tipo de producción y composición del alimento.

En producción ganadera, el agua se utiliza fundamentalmente para el aprovisionamiento de los animales, siendo los requerimientos muy variables en función de la especie animal, las condiciones ambientales y los distintos sistemas de producción.

La producción lechera es, entre las actividades ganaderas, una de las que demanda mayor cantidad de agua, no sólo para bebida animal, sino también para la higiene del tambo, de la máquina de ordeño y para el enfriado de la leche. En rodeos lecheros de alto rendimiento se observa que la producción de leche es significativamente mayor cuando el agua está a disposición constantemente que cuando se administra una sola vez al día, ya que en el primer caso toman más agua. Esto se nota más en las vacas de alta producción, donde una disminución del 1.3% en la ingesta normal de agua puede provocar un descenso de la producción de leche del 7.5% (Jones, 2000; Bavera *et al.*, 2001).

Los animales en ordeño requieren una elevada disponibilidad de agua de bebida de buena calidad, con relación al peso corporal, (el consumo puede superar los 150 L día⁻¹) debido a que el agua representa un 87% de la composición final de la leche producida. La vaca lechera de alta producción es la más sensible a los cambios en la salinidad del agua, tolerando un 30-40% menos que las vacas de cría (Bavera *et al.*, 2001).

En los últimos años, el incremento en la demanda del recurso agua y la escasez y deterioro de su calidad han puesto de manifiesto la necesidad de evaluar la calidad y disponibilidad del recurso a fin de garantizar el desarrollo productivo.

La calidad de agua también es determinante en producciones no tradicionales, pero de importante desarrollo en los últimos años, como las de especies acuáticas donde es el eje central de su desarrollo. Cualquier cambio en los parámetros físico-químicos (pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, entre otros) puede provocar una disminución en la producción e inclusive una pérdida total. Si bien los parámetros más importantes que afectan directamente a los animales con consecuencias importantes en corto plazo son el oxígeno disuelto y las especies nitrogenadas, también existen otros parámetros que generan inconvenientes en el largo plazo. Un ejemplo de esto son los metales pesados (Cr, Cd, Pb, entre otros) que pueden perjudicar la producción y muchas veces son subestimados. Estos metales pueden acumularse produciendo un incremento en la concentración en los tejidos de los peces, que puede perjudicar la calidad del producto y traer consecuencias para la salud humana en el caso de su consumo. Los metales pesados pueden ser asimilados por los peces ya sea por su presencia en el agua como por su presencia en el alimento suministrado. Con respecto a las fuentes de agua, los establecimientos que presentan fuentes de agua superficial tienen mayor variabilidad de calidad de agua ya que están más expuestos a los factores climáticos preponderantes como lluvias, sequías, derrames de sustancias tóxicas, etc.

A nivel mundial, las especies de producción animal cuya cría se desarrolló históricamente como los salmónidos poseen valores de calidad específicos (Urke *et al.*, 2009). Sin embargo debido que se propicia la producción de especies nativas en cada región, los estudios de la calidad de agua para estas especies son escasos, especialmente en Sudamérica (Gomes *et al.*, 2000) y más restringidos aun en Argentina (Schenone *et al.*, 2004; Gómez *et al.*, 2007). En relación a la pesca de captura continental y marina los estudios que asocian la calidad de agua con los rendimientos productivos o la presencia de especies son aislados (Alabaster y Lloyd, 1980; Poxton y Allouse, 1982; Ranta *et al.*, 1992).

En Argentina, las especies no tradicionales se desarrollan en las cuatro “*Cuencas Geográficas de Producción Acuicola*” (Figura 1) con heterogéneo nivel de intensi-

dad, captando agua de diferentes fuentes (superficial y subterránea), y de diversa calidad, para garantizar los requerimientos específicos de los peces. Sin embargo, debido a diferentes causas (eutrofización, presencia de xenobióticos) la calidad del agua puede deteriorarse de seguir las tendencias presentes, en el mediano y largo plazo. Estos factores también afectan a la pesca de captura (marina y continental), considerada como una actividad productiva extractiva.

En este trabajo, se presenta una revisión de los estudios de calidad de agua desde el punto de vista composicional, fisicoquímico y de la presencia de elementos traza, para la producción de carne y leche bovinas, así como para la producción de especies de peces dulceacuícolas (acuicultura y pesca de captura). El objetivo es analizar las carencias de información que permitan proponer estudios para mejorar los sistemas de producción animal de nuestro país.

Calidad de agua en la producción bovina.

En Argentina, el desarrollo de la ganadería está íntimamente ligado a la disponibilidad y calidad del agua utilizada para el abastecimiento de los animales. Existen regiones en las cuales las actividades ganaderas sufren limitaciones debido a la calidad del agua. Los principales problemas en la calidad de agua para consumo bovino son la salinidad y la presencia de elementos tóxicos que pueden ser de origen antrópico, como los nitratos, o de origen natural, como el arsénico, el flúor y el vanadio.

El ganado bovino puede adaptarse al consumo de diferentes tipos de agua. Sin embargo, las alteraciones en la calidad producidas por una excesiva concentración de sales o elementos químicos, producen disminución en la producción e impacto en la salud del ganado, con las consecuentes pérdidas económicas para el productor (Grant, 1996).

Los distintos sistemas de producción de ganado utilizan categorías de animales diferentes con distintos requerimiento de alimento y calidad de agua de bebida. La vaca lechera de alta producción es la más sensible a los cambios en la salinidad del agua, tolerando un 30-40% menos que las vacas de cría (Bavera *et al.*, 2001). Los animales en ordeño requieren una elevada disponibilidad de agua de bebida de buena calidad, en relación al peso corporal, (el consumo puede superar los 150 L/día) debido a que el agua representa un 87% de la composición final de la leche producida.

El consumo de agua está influenciado por una serie de factores dependientes del animal (tasa metabólica, calor producido, raza, sexo, estado fisiológico y variación individual), de la dieta (porcentaje de materia seca de la ración, tipo de alimento,

disponibilidad, temperatura y sales del agua de bebida) y del ambiente (temperatura, vientos y humedad).

La composición mineral del agua de bebida influye no sólo sobre la ingesta de agua sino también de alimento, condicionando de esta manera los niveles productivos alcanzados.

El agua no es considerada habitualmente como fuente de minerales, aunque en el caso de los bovinos puede aportar hasta un 20% del Ca, 11% del Mg, 35% del Na y 28% del S requeridos en la dieta (NAS, 1974). En muchos casos el aporte de minerales del agua adquiere importancia productiva en la dieta y debería considerarse a la hora de formular las raciones (Bavera *et al.*, 2001).

Como ejemplo de la importancia de la calidad de agua en la nutrición animal, en la producción y la sanidad se presenta el caso de los establecimientos lecheros de la cuenca lechera de Villa María (Córdoba) que es una de las regiones productoras de leche más importante de Argentina.

La fuente principal de agua de la zona es subterránea y proviene de perforaciones que extraen el agua de la capa freática (3 - 15 m de profundidad) o de perforaciones denominadas semisurgentes (80 - 150 m de profundidad). Un 40.6% de los establecimientos relevados utiliza agua de la capa freática, un 43.8% posee pozos semisurgentes, mientras que el 12.5% restante utiliza ambos tipos de perforaciones para abastecer a los animales.

Los resultados de los parámetros físico-químicos, los iones mayoritarios y los elementos traza analizados en trabajos realizados por los autores en muestras de agua subterránea (N= 72) provenientes de la capa freática y pozos semisurgentes, se muestran en las Tablas 1 y 2.

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. STD
pH	7.32	8.92	8.21	0.48
Cond. (mS cm-1)	1.433	13.160	4.719	4.296
NO3- (mg L-1)	2.0	207.0	59.9	59.0
Cl- (mg L-1)	22.0	3106.5	727.0	1046.6
SO42- (mg L-1)	67.2	3120.0	814.8	1050.8
HCO3- (mg CaCO3 L-1)	262	1595	787	333
CO32- (mg CaCO3 L-1)	0.0	66.3	21.9	27.5
Ca2+ (mg L-1)	2.0	274.2	54.3	82.9
Mg2+ (mg L-1)	1.7	220.2	42.5	68.9
Na+ (mg L-1)	406.3	5008.0	1709.4	1638.7
K+ (mg L-1)	12.8	210.2	41.7	56.4
As (ug L-1)	71	4550	1282	1430
Ba (ug L-1)	8.2	81.0	32.1	22.8
Cd (ug L-1)	< 0.5*	< 0.5*	-	-
Co (ug L-1)	< 1	4.2	-	-
Cr (ug L-1)	< 5*	< 5*	-	-
Cu (ug L-1)	< 4	22.4	6.2**	6.8**
Fe (ug L-1)	< 5	1405.0	154**	415.3**
Mn (ug L-1)	< 2	175.4	28.1**	55.3**
Mo (ug L-1)	44.0	842.5	232.8	245.5
Ni (ug L-1)	< 3*	< 3*	-	-
Pb (ug L-1)	< 12*	< 12*	-	-
Sr (ug L-1)	87	9335	1648	2800
V (ug L-1)	125.2	5661.4	2079.5	1891.0
Zn (ug L-1)	25.8	129.8	64.0	28.2

* límite de detección de la técnica utilizada, ** para el cálculo de la media y el DS se consideró la mitad del límite de detección.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos, iones mayoritarios y los elementos traza analizados en las muestras de agua subterránea provenientes de la capa freática.

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. STD
pH	7.36	8.97	7.83	0.45
Cond. (mS cm ⁻¹)	0.764	3.320	1.946	0.699
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1.0	27.0	3.2	6.6
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	61.2	623.7	309.9	160.1
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	96.0	552.0	255.4	115.9
HCO ₃ ⁻ (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	140	547	253	87
CO ₃ ²⁻ (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	0.0	28.1	1.9	7.2
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	9.2	82.2	38.8	23.0
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	7.0	52.1	20.4	12.3
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	211.3	760.1	496.7	154.7
K ⁺ (mg L ⁻¹)	10.7	31.4	16.9	5.3
As (ug L ⁻¹)	29	79	56	16
Ba (ug L ⁻¹)	1.7	41.2	16.0	9.8
Cd (ug L ⁻¹)	< 0.5*	< 0.5*	-	-
Co (ug L ⁻¹)	< 1*	1.5	-	-
Cr (ug L ⁻¹)	< 5*	< 5*	-	-
Cu (ug L ⁻¹)	< 4	46.1	7.7**	12.7**
Fe (ug L ⁻¹)	14.7	3982.4	865.9	1291.4
Mn (ug L ⁻¹)	25.1	684.6	232.1	209.6
Mo (ug L ⁻¹)	23.4	53.8	36.1	9.1
Ni (ug L ⁻¹)	< 3*	< 3*	-	-
Pb (ug L ⁻¹)	< 12*	< 12*	-	-
Sr (ug L ⁻¹)	324	2072	1094	583
V (ug L ⁻¹)	< 4	274.5	26.3**	78.2**
Zn (ug L ⁻¹)	16.2	513.9	157.3	150.9

* límite de detección de la técnica utilizada, ** para el cálculo de la media y el DS se consideró la mitad del límite de detección.

Tabla 2. Parámetros físico-químicos, iones mayoritarios y los elementos traza analizados en las muestras de agua subterránea provenientes de pozos semisurgentes.

Las muestras de agua resultaron levemente alcalinas (pH 8.2 y 7.8 para la capa freática y los pozos semisurgentes, respectivamente).

El promedio de Sólidos Totales Disueltos (STD) fue de 4357 mg L⁻¹ (capa freática) y de 1396 mg L⁻¹ (pozos semisurgentes). Considerando los valores guía para agua de bebida de bovinos de tambo, puede observarse que la calidad del agua proveniente de la capa freática fue variable, un 25% de las muestras resultó *muy buena*, 19% *buena*, 19% *aceptable* y el 37% restante, *mala*. En el agua proveniente de pozos semisurgentes, un 8% resultó *deficiente*, 50% *muy buena*, 25% *buena*, y el 17% restante, *aceptable*.

De acuerdo con los valores de pH observados, un 84% de las muestras de agua de la capa freática y un 61% de las de pozos semisurgentes superaron el rango óptimo para agua de bebida de bovinos comprendido entre 6.1 y 7.5 (Bavera *et al.*, 2001).

En relación a los iones mayoritarios (capa freática y semisurgente), las concentraciones de *calcio* y *magnesio*, se encuentran dentro de los límites aceptables para agua de bebida animal (Ca²⁺ <500 mg L⁻¹, Mg²⁺: 250 mg L⁻¹). El potasio es un elemento que generalmente se encuentra en pequeñas cantidades y se lo agrupa con el sodio en los análisis (Bavera *et al.*, 2001). En la capa freática, un 21% de las muestras supera el límite máximo de 1500 mg L⁻¹ recomendado para Na⁺. (Grant, 1996; Jones, 2000).

Las concentraciones de bicarbonato se encontraron dentro de los límites considerados como normales (HCO₃⁻ < 3000 mg L⁻¹), mientras que un 11% de las muestras provenientes de la capa freática superaron el límite máximo de 2000 mg L⁻¹ recomendado para Cl⁻. (Grant, 1996; Bagley *et al.*, 1997; Jones, 2000).

En el agua, los *sulfatos* se encuentran generalmente formando sales solubles de Na⁺ y de Mg²⁺. En el organismo animal, los sulfatos actúan sobre el equilibrio ácido-base al modificar la concentración sérica de calcio y fósforo; este desbalance afecta la fertilidad de los animales con la consecuente disminución en el porcentaje de pariciones. Los sulfatos tienen además un efecto laxante que altera el proceso digestivo y el aprovechamiento de nutrientes con la consecuente disminución en la producción láctea (Bavera *et al.*, 2001; Sager, 2000; Coria *et al.*, 2007). Un 31.5% de las muestras provenientes de la capa freática presentaron concentraciones de sulfatos superiores a 1000 mg L⁻¹, límite máximo recomendado para bovinos adultos, mientras que las muestras provenientes de pozos semisurgentes estuvieron por debajo de este valor en todos los casos (NRC, 2001).

De acuerdo con el contenido de STD y de iones mayoritarios, el aporte de minerales del agua en las muestras consideradas como *muy buenas, buenas y aceptables*, adquiere importancia productiva y debería considerarse a la hora de formular las raciones.

Un alto porcentaje de los requerimientos de cloruro de sodio y azufre quedan cubiertos por el agua de bebida.

La totalidad de las muestras categorizadas como de *mala* calidad, provienen de la napa freática, en ellas, la concentración de cloruro de sodio y sulfatos supera ampliamente los requerimientos de los animales y podría causar alteraciones en la salud, con impacto negativo en la producción de leche y en las características organolépticas de los subproductos (Solomon *et al.*, 1994; Loneragan *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2002). El 62% de los tambos relevados se abastece de la capa freática.

La presencia de nitratos en el agua es indicio de contaminación con materia orgánica o compuestos nitrogenados, ocasionada generalmente por un deficiente manejo de efluentes o de utilización de fertilizantes. La toxicidad se produce cuando los nitratos se reducen en el rumen a nitritos y son absorbidos en elevada concentración, pudiendo producir alteración en el transporte de oxígeno (Bavera *et al.*, 2001; Robson, 2007). Los animales jóvenes son más susceptibles que los adultos, por eso debe prestarse especial atención a la calidad del agua utilizada para la preparación de sustitutos lácteos utilizados en la cría de terneros. En los animales adultos, en casos de intoxicación crónica, no se observan signos característicos pero puede producirse una disminución en la producción láctea y abortos estériles (Crowley *et al.*, 1974; Gadberry y Jennings, 2005). En Argentina, el valor máximo recomendado es de 200mg L⁻¹ (Sager, 2000; Bavera *et al.*, 2001), sin embargo, a nivel internacional, el límite recomendado como seguro para bovinos de leche es de 44 mg L⁻¹ (NRC, 2001). Según los resultados obtenidos, debería prestarse especial atención a las aguas provenientes de la capa freática donde un 12.5% y 43.7% de las muestras superaron los límites propuestos a nivel nacional e internacional, respectivamente.

La presencia de *arsénico* en el agua subterránea utilizada para bebida humana o animal, es uno de los problemas sanitarios más importantes a nivel mundial. El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza y de elevada toxicidad para los seres vivos. La llanura Chaco - Pampeana, en Argentina, es considerada la región más extensa del mundo (un millón de km²), afectada por la presencia de arsénico en aguas subterráneas (Smedley y Kinniburgh, 2002). Una de las zonas más afectadas es el sudeste de la provincia de Córdoba. (Nicolli *et al.*, 1985 y 1997; Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2004 y 2005). En trabajos previos realizados en aguas subterráneas someras de la zona (Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2005;

Pérez Carrera 2006), se hallaron concentraciones de arsénico que superaban el límite recomendado para agua de bebida animal. Este hecho motivó un estudio para estimar un factor de biotransferencia de arsénico hacia la leche bovina, considerando al agua como única fuente de este metaloide.

En relación a la concentración de arsénico, en las muestras provenientes de la capa freática, el 62% excede los 0.5 mg L^{-1} , concentración máxima recomendada para agua bebida de bovinos (Ley 24051). Sin embargo, si se considera el valor recomendado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2004 (0.067 mg L^{-1}) o el valor guía propuesto a nivel internacional por el NRC, 2001 (0.05 mg L^{-1}) la totalidad de las muestras de agua de nivel freático superan estos valores. En el caso de las muestras provenientes de pozos semisurgentes, ninguna supera el límite máximo para agua de bebida de bovinos ni los valores recomendados de acuerdo con el riesgo de intoxicación crónica de los animales; pero, si se considera el valor guía propuesto a nivel internacional (NRC, 2001), el 80% de las muestras exceden ese límite.

El flúor es necesario para mantener la dureza de dientes y huesos, sin embargo, las concentraciones excesivas producen alteraciones en la salud del ganado. Los animales jóvenes son menos tolerantes a los excesos que los adultos. En los casos de intoxicación, son características las lesiones de los dientes y de los huesos. Las anomalías dentarias aparecen en los animales jóvenes, se observan alteraciones de color en los dientes, desgaste prematuro y cambios de forma y estructura. La producción disminuye como consecuencia de la desnutrición. La toxicidad está relacionada con la edad del animal, la cantidad y continuidad del consumo de agua con flúor, la composición de la dieta y las características químicas del flúor en agua y alimento (McDowell *et al.*, 2000).

El moteado de los dientes aparece con concentraciones de 2 a 5 mg L^{-1} , pero el desgaste dentario se produce con dosis mayores. La intoxicación crónica fue reportada con niveles de flúor en agua de bebida de 15 mg L^{-1} . El nivel normal en el agua de bebida para mantener la dureza de los dientes está entre 0.8 y 1.5 mg L^{-1} (Bavera *et al.*, 2001).

En relación a la concentración de flúor en las muestras provenientes de la capa freática, el 62.5% excede la concentración máxima de 2 mg L^{-1} , recomendada para agua de bebida de bovinos (NRC, 2001), mientras que ninguna de las muestras provenientes de pozos semisurgentes, superó el límite recomendado.

Calidad del agua en las producciones no tradicionales: acuicultura

La acuicultura está estrechamente relacionada con la disponibilidad y calidad del agua utilizada para la cría de peces. La producción de peces en Argentina se concentra en cuatro “*Cuencas Geográficas de Producción Acuícola*” (Figura 1). En cada una de ellas las fuentes de suministro de agua, su calidad y disponibilidad y los requerimientos de las especies son diferentes y deben ser considerados para un manejo adecuado de estos sistemas.

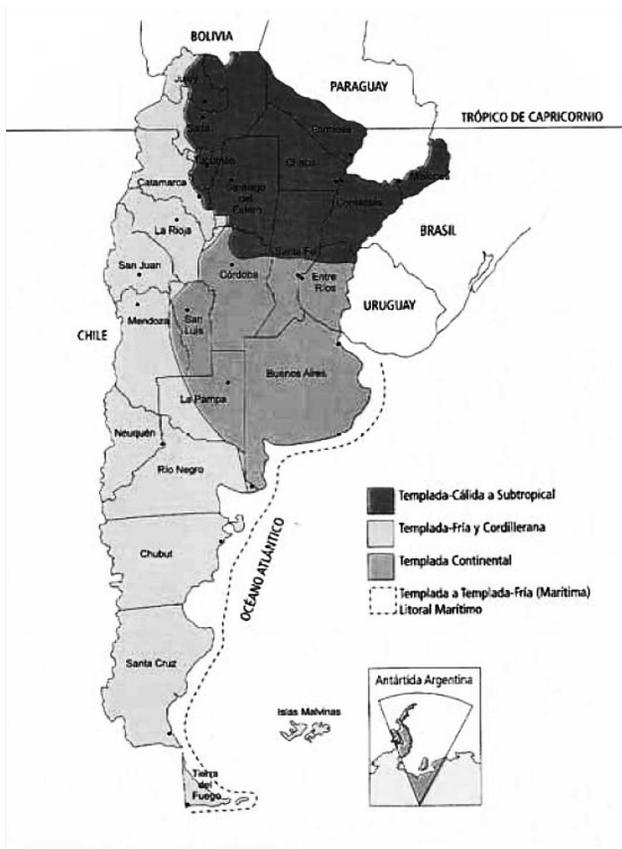


Figura 1. Cuencas geográficas de producción acuícola de Argentina (SAGPYA, 2009).

En la Cuenca Geográfica de Producción Acuícola “Templada Fría y Cordillerana”, las producciones están asociadas a los recursos hídricos superficiales. Las principales especies producidas en esta cuenca son la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), la trucha marrón (*Salmo trutta*), el salmón encerrado (*Salmo salar sebago*) y la trucha (*Salvelinus fontinalis*).

La producción de salmónidos en jaulas en ambientes naturales andino patagónicos comenzó en 1986 (Temporetti *et al.*, 2001). La calidad del agua de estos ambientes es buena aunque ha sufrido diversos tipos de deterioro relacionados con la eutrofización de las aguas, lo que impacta en diferente grado en las producciones acuícolas (Quirós, 1998; Drago y Quirós, 1999).

Un ejemplo de ello es el Embalse de Alicura donde se desarrolla la cría de salmónidos en jaula desde 1990, produciéndose 100 toneladas anuales (Temporetti *et al.*, 2001). En dicho embalse la calidad del agua en el sector donde se desarrolla acuicultura (Tabla 3), cumple con los requerimientos de los salmónidos (Salmonid Water Quality Standard, 1988); sin embargo en los últimos años se ha evidenciado un deterioro de la calidad de agua. Este deterioro se manifiesta en el aumento exponencial de la conductividad ($150 \mu\text{S cm}^{-1}$), el fósforo reactivo disuelto ($675 \mu\text{g L}^{-1}$) y el amonio ($7709 \mu\text{g L}^{-1}$) presentes en el agua (Temporelli *et al.*, 2001).

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media
Temperatura (°C)	7.5	15	10.1
pH	6.3	7.6	6.8
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	32.0	37.5	35.0
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	9.2	11.5	10.1
Transparencia (m)	0.2	7.0	3.8
Materia Orgánica Suspendida (mg L^{-1})	1.5	26.2	6.5
Clorofila a (mgm^{-3})	0.3	1.6	0.6
Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7.0	53.0	20.0
Fósforo reactivo Suspendido ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1.8	3.0	2.3
$\text{NO}_3 + \text{NO}_2^-$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.5	20.0	7.2
NH_4^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.5	29.5	13.6

Tabla 3. Rango de concentraciones y valores medios de parámetros fisicoquímicos en el área de cultivo del Embalse Alicura (Temporelli *et al.*, 2001).

Los valores de estos parámetros, si bien no exceden los niveles guía para la protección de la vida acuática propuestos de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, presentan una tendencia creciente que, de persistir, pone en riesgo la sustentabilidad de las producciones animales en el área a largo plazo.

En la Cuenca Geográfica de Producción Acuícola “*Templada Continental*”, las primeras experiencias de producción acuícola se desarrollaron en los años 60 y recién en las últimas décadas se intensificó esta producción.

Las producciones acuícolas de esta cuenca se abastecen de agua subterránea y superficial dependiendo del tipo de sistema productivo (intensivo o extensivo). Los establecimientos de cultivo intensivo generalmente utilizan agua subterránea, mientras que los sistemas extensivos se desarrollan en cuerpos de aguas superficiales como las lagunas pampeanas.

La calidad de agua subterránea utilizada en esta cuenca geográfica de producción acuícola depende de la ubicación de los establecimientos y generalmente provienen de pozos que extraen agua entre los 20 y 60 metros de profundidad.

La principal especie criada en esta cuenca productiva es el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Los requerimientos específicos de la calidad del agua para la cría de pejerrey (Tabla 4) son los sugeridos por los diferentes centros de investigación de la región pampeana (el Instituto de Limnología, 1994; la Estación Hidrobiología de Chascomús (1995) y la Estación de Piscicultura de Marcos Paz, 1996).

En los sistemas extensivos de la cuenca, que se desarrollan en cuerpos de agua preexistentes como las lagunas pampeanas, la calidad del agua depende de diversos factores (temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad) que a su vez están estrechamente relacionados con el aporte de agua subterránea (Miretzky y Fernández Cirelli, 2004). En muchas de estas lagunas hay pejerreyes, ya que la calidad del agua es adecuada para los requerimientos de la especie. Algunas de dichas lagunas son: Salada Grande, El Hinojo, Vitel, Chascomús, Alsina, Cochicó, del Monte, Del venado, Blanca Grande, Sauce Grande, del Monte (Colón), y de Lobos (Gómez *et al.*, 2007). Sin embargo, en la última década se están manifestando en los cuerpos de agua pampásicos procesos de eutrofización, producto de la intensificación agropecuaria (Fernández Cirelli *et al.*, 2006; Volpedo *et al.*, 2009). Estos procesos originados por el aumento de nutrientes presentan una tendencia creciente lo que amenazaría la producción acuícola extensiva de la región, en caso de no revertirse esta tendencia.

Parámetro	A	B	C
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	713.00	2,454.00	725.00
Sólidos Totales Disueltos (g L^{-1})	0.52	1.78	0.53
pH	7.46	8.01	7.70
CO_3H^- (mg L^{-1})	83.70	735.90	558.80
Cl^- (mg L^{-1})	126.80	383.80	10.10
SO_4 (mg L^{-1})	106.60	150.20	21.00
Ca^{2+} (mg L^{-1})	28.60	45.70	29.60
Mg^{2+} (mg L^{-1})	15.70	35.50	15.30
Na^+ (mg L^{-1})	99.60	520.80	152.00
K^+ (mg L^{-1})	5.90	15.90	11.20
Demanda Química de Oxígeno ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$)	3.60	7.40	3.40
Mg/Ca	0.90	1.28	0.85
Mg+Ca/Na+K	0.30	0.11	0.40
Dureza Total	135.80	258.90	136.70
Alcalinidad Total ($\text{mg CO}_3\text{Ca}$)	68.60	603.20	458.00
Nitrito (mg L^{-1})	7.90	1.34	----
Nitrato (mg L^{-1})	2.30	22.4	----
Fósforo Total (mg L^{-1})	0.09	0.26	0.11

(A) Instituto de Limnología (1994), (B) Estación Hidrobiología de Chascomús (1995), (C) Estación de Piscicultura de Marcos Paz (1996).

Tabla 4. Valores medios de los parámetros fisicoquímicos requeridos por el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) según diferentes centros de investigación.

Como ejemplo de esta tendencia en los cuerpos de agua pampásicos se presenta la Laguna de Chascomús, donde se observa el aumento de la concentración de nitrógeno total, de 1.5 ppm determinado por Conzonno y Claviere en 1990, a 8.2 ppm determinado por Maizels et al. (2002) y a 9.4 ppm determinado en 2008 por los autores de este trabajo.

En la Cuenca Geográfica de Producción Acuícola “Templada Cálida y Subtropical”, el incremento de los emprendimientos acuícolas se está consolidando con un desarrollo considerable y además como opción para los pequeños productores y las economías de subsistencia. Otro de los factores que influye en el crecimiento del

cultivo de peces de esta región es la cultura de consumo de pescado, factor que no está presente en otras regiones del país.

La especie que principalmente se cultiva en esta cuenca es el pacú (*Piaractus mesopotamicus*) y el bagre sapo (*Rhambia quelen*), aunque hay potenciales especies nativas para cultivar, como randiá (*Rhamdia quelen*), surubí (*Pseudoplatystoma spp*), boga (*Leporinus obtusidens*), tararira (*Hoplias malabaricus*), cucharón (*Sorubim lima*), pirapitai (*Brycon orbignyanus*), carpa (*Cyprinus carpio*) y varias especies de peces destinadas al comercio ornamental (Luchini y Panné Huidobro, 2008).

La fuente de agua utilizada preponderantemente para las producciones acuícolas de dicha cuenca es la subterránea. En estudios realizados en nuestro laboratorio, hemos analizado la calidad del agua subterránea destinada a la acuicultura en establecimientos del noreste de Argentina (provincias de Formosa y Misiones) (Tablas 5 y 6). Los resultados de los parámetros analizados indican que los niveles de elementos traza inorgánicos no superan los niveles guía para la protección de la vida acuática establecida por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, por lo que el agua de la región evidencia una muy buena calidad para este tipo de producciones (Schenone *et al.*, 2009).

	pH	Conductividad µS cm ⁻¹	Nitratos mg L ⁻¹	Nitritos mg L ⁻¹	Amonio mg L ⁻¹
Establecimiento 1					
Superficial	8.00	384	0.8	<0.1	0.01
Establecimiento 2					
Perforación	8.10	1986	<0.1	<0.1	0.03
Establecimiento 3					
Perforación	7.17	42	0.7	<0.1	0.01
Establecimiento 4					
Perforación	6.85	835	2.1	<0.1	<0.01
Establecimiento 5					
Perforación	6.97	862	1.3	<0.1	<0.01

Tabla 5. Parámetros físico-químicos analizados en las muestras de agua colectadas en cinco emprendimientos acuícola del noreste de Argentina.

	As ppm	Cd ppm	Cr ppm	Cu ppm	Mn Ppm	Pb ppm	Zn ppm
Establecimiento 1							
Superficial	<10	<5	<6	<5	<4	<12	<8
Establecimiento 2							
Subterránea	<10	<5	<6	<5	<4	<12	<8
Establecimiento 3							
Subterránea	<10	<5	<6	<5	<4	<12	<8
Establecimiento 4							
Subterránea	25	<5	<6	<5	<4	<12	<8
Establecimiento 5							
Subterránea	40.4	<5	<6	<5	<4	<12	<8
NGPBA*	15	5	2.5	6.6	800	19.5	8.6

(*) Nivel Guía para Protección de Biota Acuática.

Tabla 6. Elementos traza analizados en las muestras de agua colectadas en los establecimientos relevados.

La Cuenca Geográfica de Producción Acuícola “*Litoral Marítimo*” se ha incorporado a la producción acuícola en la última década (Luchini y Panné Huidobro, 2008). Estas producciones acuícolas costeras están asociadas principalmente a emprendimientos de cultivos de moluscos a lo largo del litoral marítimo patagónico y a experiencias incipientes en la puesta a punto de técnicas para la producción de peces como lenguado (*Paralichthys d’orbigny*) y besugo (*Pagrus pagrus*).

La calidad del agua costera marítima patagónica cumple todos los requerimientos nutricionales de los moluscos bivalvos (*Mytillus edulis*, *M. chilensis*, *Ostrea puelchana* y *Crassostrea gigas*) (Luchini y Panné Huidobro, 2008), sin embargo las producciones de los mismos son muy limitadas en la actualidad.

La pesca de captura también se considera una actividad productiva extractiva, tanto sea la pesca marina como la continental.

En Argentina la pesca marina es la más importante, capturándose hasta diciembre de 2009, 653 845.5 toneladas anuales de las cuales más del 50 % proviene de la

pesca costera (SAGPYA, 2009). La pesca costera marítima está asociada directamente a la calidad integral del ambiente costero ya que las especies costeras habitan predominantemente esta área en alguno de sus estadios de vida. Las principales especies costeras de peces capturadas son la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), el pez palo (*Percophis brasiliensis*), el bagre de mar (*Netuma barba*), el besugo (*Pagrus pagrus*), la brótola (*Urophycis brasiliensis*), la caballa (*Scomber japonicus*) y al castañeta (*Cheilodactylus bergii*). La calidad del agua costera varía dependiendo de la proximidad o no de centros urbanos.

Un ejemplo de especies comerciales costeras que poseen sus estadios larvales y juveniles en ambientes litorales son la corvina rubia y la pescadilla. Estas especies se crían principalmente en el área de la Bahía Samborombón (Lasta, 1995). La calidad del agua de la costa de la Bahía Samborombón es buena ya que el humedal homónimo retendría el aporte de nutrientes y xenobióticos productos de las cuencas altas (Schenone *et al.*, 2007, 2008). Sin embargo Marcovechio (2004) detectó la presencia de niveles de metales (Cd y Zn) en hígado de corvina, y Volpedo y Cirelli (2006) detectaron (Cd, Cu y Zn) en otolitos de dicha especie.

En la pesca extractiva continental, la especie que se captura en el Cuenca del Plata predominantemente es el sábalo (*Prochilodus lineatus*), produciéndose más de 10000 toneladas anualmente. Esta especie habita los ríos Paraná, Uruguay y Río de la Plata y la planicie de inundación de estos ríos. Las larvas de sábalo se desplazan hacia los cuerpos de agua lénticos de la planicie de inundación donde se desarrollan y posteriormente cuando son juveniles y adultos se integran al cuerpo principal del río. La calidad del agua de los sistemas lénticos de las planicies de inundación es variable y está relacionada a la cercanía de centros urbanos y al uso de la tierra, mientras que la calidad de agua de los grandes ríos, como Paraná, Uruguay y Río de la Plata, está principalmente asociada a la calidad de agua de sus tributarios y a la cuenca de drenaje de los mismos.

Diversos autores han determinado la presencia en diferentes concentraciones de xenobióticos y nutrientes en el agua de dichos ambientes (Cataldo *et al.*, 2001; Colombo *et al.*, 2007; Hadad y Maine, 2007; Schenone *et al.*, 2007; 2008), las cuales están asociadas a la hidrología de estos sistemas acuáticos de llanura.

Estos compuestos además de deteriorar la calidad del ambiente, afectan a los organismos. Smolders *et al.* (2003), Lombardi *et al.* (2008) determinaron metales pesados en sábalos del Río Pilcomayo y del Río de la Plata, respectivamente. En estos trabajos las concentraciones de metales (Cu, Cd, Zn) en tejido blando de sábalo son altas y en algunos casos superan las normativas de algunos mercados extranjeros de consumo como la Unión Europea.

En relación al aporte de nutrientes (fósforo y nitrógeno), los mismos producen eutrofización, la cual se manifiesta por el aumento de la biomasa vegetal (algal y macrófitas) y la disminución del oxígeno disuelto en el agua. Este proceso, que si bien en algunos cuerpos de agua de la región de estudio se desarrolla naturalmente debido a las condiciones ambientales de temperatura y aporte de nutrientes, se ve intensificado por la presencia de embalses y además por el aporte de efluentes agroindustriales. En los últimos años hay un creciente incremento de floraciones de algas azules (Cyanophyceae o Cyanobacteria) asociadas a procesos de eutrofización en el río Paraná y su cuenca de drenaje (Comes *et al.*, 2004; Zalocar de Domitrovich y Fonastier, 2005). Un ejemplo son las recientes floraciones de *Microcystis aeruginosa* observadas en el verano de 2004 en el río Paraná, desde la represa de Yacyretá y durante aproximadamente 230 km aguas abajo de la misma (Neiff, 2004). Este tipo de sucesos deteriora la calidad ambiental y produce mortandad masiva de peces.

En este contexto, estos hechos evidencian que de continuarse la tendencia del deterioro de la calidad del agua por xenobióticos y nutrientes en la Cuenca del Plata, recursos ictícolas como el sábalo, verán comprometida su explotación no sólo por la disminución probable de su captura, por disminución del reclutamiento por pérdida de ambientes de cría, sino también por la merma de calidad del producto para consumo humano.

Conclusiones

La calidad de agua es fundamental para todas las producciones animales, sean tradicionales o no tradicionales, ya que la misma garantiza el cumplimiento de los requerimientos nutricionales de las especies y su adecuada calidad para el consumo humano.

En los sistemas ganaderos tradicionales, especialmente aquellos de carne y leche bovinas, el agua de bebida es uno de los nutrientes más importantes y, probablemente, el menos considerado de la dieta de los animales.

En los establecimientos lecheros donde hemos estudiado la calidad del agua de bebida, las concentraciones determinadas para iones mayoritarios se encuentran dentro de los límites recomendados para agua de bebida animal, a excepción de los sulfatos, donde un porcentaje significativo de muestras, tanto de la capa freática como de pozos semisurgentes, supera la concentración de 200 mg/L, lo que podría originar una carencia inducida de Cu y alteraciones en la salud de los animales. Las muestras categorizadas como de mala calidad, provienen de la capa freática, en ellas, la concentración de cloruro de sodio y sulfatos supera ampliamente los re-

querimientos de los animales y podría causar alteraciones en la salud, con impacto negativo en la producción de leche y en las características organolépticas de los subproductos. En el caso de los establecimientos que utilizan pozos semisurgentes, el aporte mineral del agua de bebida podría ser significativo para cubrir total o parcialmente las necesidades de los animales.

La contaminación por nitratos de las aguas subterráneas someras, destinadas al consumo humano, es un problema preocupante en nuestro país y comienza a ser una problemática en esta zona, en el agua destinada al consumo animal. Esta contaminación está asociada a la falta de tratamiento de los efluentes ganaderos, como pudo observarse en el relevamiento realizado en los tambos.

La concentración de As en las muestras provenientes de la capa freática, supera, en la mayoría de los casos, los límites recomendados para agua de bebida animal. Estos valores no producen generalmente alteraciones manifiestas en los animales, pero deben considerarse las patologías subclínicas con un importante impacto negativo en la producción de leche. Además, el As, o los metabolitos producidos por el organismo, pueden aparecer o acumularse en distintos tejidos, incluyendo los de consumo humano, lo que implica un riesgo para el consumidor.

Además, es necesario tener en cuenta que las concentraciones de As se han considerado teniendo en cuenta los límites establecidos para agua de bebida animal. Sin embargo, no puede desconocerse que la población rural de la zona consume agua subterránea. Los valores obtenidos para la capa freática superan en todos los casos el valor máximo de 0.01 mg L^{-1} , permitido para consumo humano (CAA, 2007).

Los niveles de F encontrados, principalmente en la capa freática, pueden acarrear problemas sanitarios en animales jóvenes, que son menos tolerantes que los adultos. Las lesiones en los dientes y huesos características de la intoxicación crónica. Los principales problemas aparecen luego del destete, cuando la ingesta de agua aumenta considerablemente.

En Argentina deberían propiciarse los estudios que consideren la cantidad y calidad de agua que demandan estos sistemas y la disponibilidad local en las diferentes regiones del país, a fin de definir los parámetros de calidad de agua en función del sistema y de la especie en cuestión.

Además se deberían intensificar el estudio del impacto de la presencia de contaminantes sobre la calidad de los productos obtenidos para garantizar que los mismos sean aptos para el consumo y que cumplan las normativas vigentes en los mercados externos e internos.

En relación a las especies no tradicionales generadas en acuicultura, debieran estudiarse los requerimientos de la calidad de agua para las especies nativas de producción potencial en las cuatro cuencas de producción acuícola de Argentina. Esto permitiría contribuir en el desarrollo de estándares de calidad para cultivos que pueden ser utilizados por otros países de la región. A su vez también debiera considerarse la toma de medidas respecto a los efluentes para garantizar que no se viertan sin tratamiento a los cuerpos de agua próximos deteriorándolos.

Con respecto a las explotaciones pesqueras de captura, debieran propiciarse los estudios que analicen las relaciones entre la calidad del agua y las pesquerías, con determinación de stocks pesqueros, identificación de etapas de cría y desarrollo, estudios de edad y crecimiento, en especial en los nuevos escenarios de cambio climático para la región. Esto permitirá que se generen herramientas para el manejo ecosistémico de las pesquerías, minimizando los conflictos jurisdiccionales y con el sector pesquero, ya que muchos de los recursos ictícolas de importancia económica son transfronterizos.

Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires (UBACYT 20020100100174 y UBACYT 20620110100007) y al CONICET por la financiación de este proyecto.

Bibliografía

Alabaster JS y R Lloyd., 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths Ed. 297 p.

Bagley C, J Kotuby-Amacher y K Farrell-Poe., 1997. Analysis of water quality for livestock. Utah State University Extension. [http:// extension.usu.edu /files/agpubs/ beef28.pdf](http://extension.usu.edu/files/agpubs/beef28.pdf).

Bavera G, E Rodríguez, H Beguet, O Bocco y J Sánchez., 2001. Manual de aguas y aguadas para el ganado. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires. 284 pp.

CAA (Código Alimentario Argentino). 2007. Artículo 982, Agua Potable. Capítulo XII, Bebidas hídricas, agua y agua gasificada.

Cataldo DJ, C Colombo, D Boltovskoy, C Bilos y P Landoni., 2001. Environmental toxicity assessment in the Paraná River delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles *Environmental Pollution*, 112 (3): 379-389.

Coria ML, JP Fay, SB Cseh y MA Brizuela., 2007. Efecto de concentraciones elevadas de sales totales y sulfatos en agua de bebida sobre la degradabilidad ruminal *in vitro* de *Thinopyrum ponticum*. *Archivos de Medicina Veterinaria*, 39 (3): 261-267.

Colombo JC, N Cappelletti, MC Migoya y E Speranza., 2007. Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 1-A-liphatic hydrocarbons. *Chemosphere*, 68 (11): 2128-2135.

Comes A, M Herrero, N Livieres y FA Vazquez., 2004. Características del Río Paraná margen izquierda. Ciudad de Corrientes, Argentina. Demanda bioquímica de oxígeno y otros parámetros físico-químicos. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad del Noreste*: 1-4.

Conzonno VH y E Claviere., 1990. Chemical characteristics of water of Chascomús pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Revista Brasileira de Biología*, 50(1): 1-15.

Crowley JW, NA Jorgensen, LW Kahler, LD Satter y WJ Tyler., 1974. Effect of nitrate in drinking water on reproductive and productive efficiency of dairy cattle. Wisconsin Water Resources Center, 1-45 pp.

Fernández Cirelli, A, C. Du Mortier y AV Volpedo., 2006. Influencia de las Actividades Agropecuarias en los Procesos de eutrofización en la Cuenca Baja del Río Salado (Provincia de Buenos Aires, Argentina). En: Galizia Tundisi J, Matsumura Tundisi T y Sidagis Galli C (eds) *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. Instituto Nacional de Ecología de São Carlos:17-34.

Gadberry, S. y J Jennings., 2005. Nitrate poisoning in cattle. Agricultural and Natural Resources, University of Arkansas, FSA 3024.

Gomes LC, B Baldisserotto y JA Senhorini., 2000. Effect of stocking density on water quality, survival, and growth of larvae of the matrinxá, *Brycon cephalus* Characidae, in ponds. *Aquaculture*, 183:73–81.

Gómez SE, RC Menni, J Gonzalez Naya y L Ramírez., 2007. The physical–chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopidae), with a proposal of a water quality index. *Environ Biol Fish*, 78:161–171.

Grant R. 1996. Water quality and requirements for dairy cattle. Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska. <http://ianrpubs.unl.edu/dairy>.

Hadad HR y MA Maine., 2007. Phosphorous amount in floating and rooted macrophytes growing in wetlands from the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Ecological Engineering*, 31 (4):251-258.

Iramain MS, MA Herrero, MV Maldonado, H Buffoni, M Flores, M Pool, L Carbó, S Korol, MS Fortunato y A Gallego. 2001. Calidad de agua y factores de contaminación en sistemas de producción lecheros. *Revista Argentina de Producción Animal* (AAPA). 21 (1): 262-264.

Jones G., 2000. Abundant good quality water and milk production. *The Virginia Dairyman*, 64(7): 16-18.

LASTA CA., 1995. La Bahía Samborombón: Zona de desove y cría de peces. Tesis Doctoral de Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata, Argentina: 320 p.

Ley 24051. Régimen de Desechos Peligrosos. Decreto Nacional 831/93, Reglamentación de la Ley 24051.

Lombardi S, I Peri, y• NR Verrengia Guerrero., 2008. Trace metal levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environ Monit Assess*: 47-59.

Loneragan GH, JJ Wagner, DH Gould, FB Garry, y MA Thoren. 2001. Effects of water sulfate concentrations on performance, water intake, and carcass characteristics of feedlot steers. *Journal of Animal Science* 79, 2941-2948.

Luchini L y S Panné Huidobro., 2008. Perspectivas en Acuicultura: nivel mundial, regional y local. <http://www.minagri.gob.ar>.

Maizels P, E Etchepare, E Chomonaz , J Bustingorry, R Escaray y V Conzonno., 2002. Parámetros abióticos y biomasa fitoplansctónica en la Laguna de Chascomús (periodo de inundación 2002). <http://www.biblioteca.org.ar/LIBROS/8224.pdf>.

Marcovechio JE., 2004., The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. *Sci Total Env.* 323: 219-226.

McDowell L, J Velásquez-Pereira y G Valle., 2000. Minerales para rumiantes en pastoreo en regiones tropicales. Diagnóstico de deficiencias de desbalances minerales. Boletín. 3era Ed. Universidad de Florida. 51 p.

Miretzky P y A Fernández Cirelli., 2004. Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International*: 114: 113-121

National Academy of Sciences (NAS)., 1974. More water for arid lands. NAS, Washington DC, 73-80.

Neiff L., 2004. Preocupación por la calidad de las aguas del río Paraná. Entrevista a investigadores del CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral) *Diario El Libertador*: 13:4-5.

Nicolli H, T O' Connor, J Suriano, M Koukharsky, M Gomez Peral, L Bertini, I Cohen, L Corradi, O Baleani y E Abril., 1985. Geoquímica del arsénico y otros oligoelementos en aguas subterráneas de la llanura sudoriental de la Provincia de Córdoba. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina.

Nicolli H, J Suriano, M Gómez Peral, L Ferpozzi y O Baleani., 1997. Groundwater Contamination with Arsenic and other Trace Elements in an Area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina. *Environ Geol Water Sci*, 14 (1): 3-16.

NRC (National Research Council)., 2001. Nutrient requirements of dairy cattle. Seventh revised edition. Natl. Acad. Press, Washington DC, USA.

Pérez Carrera A y A Fernández Cirelli., 2004. Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina). *Investigación Veterinaria (INVET)* 6 (1): 51-59.

Pérez Carrera A y A Fernández Cirelli., 2005. Arsenic concentration in water and bovine milk in Cordoba, Argentina. Preliminary results. *J Dairy Res*, 72: 122-124.

Pérez Carrera A., 2006. Evaluación de elementos traza en agua, suelo, forraje y leche. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 320pp.

Pérez Carrera A, Moscuza C, Grassi D y Fernández Cirelli A. (2007) Composición mineral del agua de bebida en sistemas de producción lechera (Córdoba, Argentina). *Revista Veterinaria México*. 38:2, 153-164.

Poxton MG y SB Allouse., 1982. Water quality criteria for marine fisheries. *Aquacult. Eng.*,1: 153-191.

Quirós R., 1998. Classification and state of the environment of the Argentinean lakes (p: 29-50). Study Report for the Lake Environment Conservation in Developing Countries. Argentina. Chapter 2. Lakes of Argentina. International Lake Environment Committee Foundation (ILEC). Kusatsu, Japan. 229 p.

Quirós R y E Drago., 1999. The environmental state of the Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4: 55-64.

Ranta E, K Lindstrom y K Salojarvi., 1992 Water quality, fishing effort and fish yield in lakes. *Fisheries Research* 15: 105–119.

Sager R., 2000. Agua de bebida de bovinos. Reedición de la Serie técnica N° 126. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental San Luis.

SAGPYA-Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos., 2009. Estadísticas Pesqueras. <http://www.sagpya.mecon.gov.ar/>

Robson, S., 2007. Nitrate and nitrite poisoning in livestock. *Profitable and Sustainable Primary Industries*, 415, 1-4 pp.

Salmonid Water Quality Standard 1988. www.envirocentre.ie/.../Standards04_S1293_SalmonidWater.pdf.

Schenone N, AV Volpedo, G Gambino y A Fernández Cirelli., 2004. Crecimiento de larvas de bagre sapo (*Rhamdia sapo*) en aguas de diferente dureza. *XIX Congreso Panamericano de Ciencias Veterinarias*, Buenos Aires. 24 al 28 de octubre de 2004.

Schenone N, AV Volpedo y A Fernández Cirelli., 2008. Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixohalino de Bahía Samborombón (Argentina). *Limnética*, 27 (1): 65-72.

Schenone N, AV Volpedo y A Fernández Cirelli., 2007. Trace Metal Contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. *Wetland ecology and management*, 15: 303-310.

Schenone N, A Fernández Cirelli, F Del Rosso, y JJ Troncoso. 2009. Análisis de metales traza establecimientos de Acuicultura del noreste de Argentina. 2° *Conferencia Latinoamericana sobre Cultivo de Peces Nativos*. Chascomús, Buenos Aires, Argentina: 78.

Smedley P y D Kinniburgh., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl Geochem*, 17: 517-568.

Smolders AJP, RAC Lock, G Van der Velde, RI Medina Hoyos y JGM Roelofs., 2003. Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 44:314-323.

Solomon R, J Miron, D Ben-Guedalia y Z Zomberg. 1994. Performance of high producing dairy cows offered drinking water of high and low salinity in the Avara Desert. *Journal of Dairy Science*, 78: 620-624.

Temporetti PF, Alonso MF, Baffico G, Diaz MM, Lopez W, Pedrozo FL y Vigliano PH. 2001. Trophic state, fish community and intensive production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes y Reservoirs: Research and Management*, 6: 259-267.

Urke HA, J Koksvik, JV Arnekleiv, K Hindar, F Kroglund y T Kristensen., 2009. Seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., brown trout, *Salmo trutta* L., and *S. salar* × *S. trutta* hybrids smolt. *Fish Physiology and Biochemistry* 10.1007/s10695-009-9359-x.

Volpedo AV, N Schenone y A Fernández Cirelli. 2009. El proceso de eutrofización en la región pampeana (Argentina). En: Fernández Cirelli A y Amaral Jaboticabal L.(ed) *Los recursos hídricos en la Región del Mercosur: estudios de caso*. Eds. FUNESP: 110-126.

Volpedo A y A Fernández Cirelli. 2006. Otolith chemical composition as a useful tool for sciaenids stock discrimination in Southwestern Atlantic. *Scientia Marina* 70(2): 325-334.

Willms WD, OR Kenzie, TA McAllister, D Colwell, D Veira, JF Wilmshurst, T Entz, y ME Olson., 2002. Effect of water quality on cattle performance. *J Range Manage* 55: 452-460.

Zalocar de Domitrovic Y y ME Forastier., 2005. Cyanophyceae (Cyanobacteria) del nordeste argentino: distribución y diversidad. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas Universidad Nacional del Noreste*, B-038: 1-4.

Calidad del agua del arroyo Tapalqué para bebida de ganado.

Water quality of Tapalqué stream for drinking of cattle.

Autores: Viviana Colasurdo^{1,4}; Oscar Díaz^{1,4}; Fabián Grosman^{2,3,4} y Pablo Sanzano^{3,4}
¹Fac. de Ingeniería. ²Fac. de Agronomía. ³Fac. de Ciencias Veterinarias. ⁴Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Avda. Del Valle 5737, Olavarría. vcolasur@fio.unicen.edu.ar

Título Breve: El agua del arroyo Tapalqué para bebida de ganado

Palabras clave: Calidad de agua, bebida de ganado, arroyo Tapalqué.

Keywords: Water quality, water for cattle, Tapalqué stream.

Calidad del agua del arroyo Tapalqué para bebida de ganado.

Viviana Colasurdo, Oscar Díaz, Fabián Grosmany Pablo Sanzano

Resumen

La cuenca del arroyo Tapalqué (provincia de Buenos Aires) abarca un área de 1700 km²; su principal colector, el arroyo Tapalqué, posee rumbo generalizado SO-NE; atraviesa campos de uso ganadero y las ciudades de Olavarría y Tapalqué. Estudios previos (década de 1990) permitieron identificar y caracterizar la calidad de agua en diferentes sectores del arroyo en base a la composición química y usos principales. En este trabajo se analiza la aptitud como agua de bebida de ganado bovino, por ser fuente natural de consumo por estos animales. Se colectaron bimensualmente muestras de agua en 2009 y 2010 en el partido de Olavarría. Se aplicaron métodos estandarizados para la determinación de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua. Para evaluar la calidad del agua para ganado, se aplicó la clasificación que considera principalmente las características fisicoquímicas y organolépticas, exceso de minerales, presencia de sustancias tóxicas y patógenas. Todas las muestras analizadas se caracterizan por su bajo contenido salino, ya que poseen menos de 1g/L de sales disueltas, por lo que no contribuyen entonces con los minerales necesarios para la dieta animal. Ninguna muestra de agua supera los límites establecidos para los iones mayoritarios. El contenido de flúor siempre superó el límite máximo recomendado (1 mg/L), al igual que el pH, el contenido de coliformes totales y fecales. En función de ello, es recomendable no utilizar el arroyo Tapalqué como agua de bebida animal.

Palabras clave: Calidad de agua, bebida de ganado, arroyo Tapalqué

Abstract

The Tapalqué stream basin is in Buenos Aires province and covers an area of 1700 km². Its main collector, Tapalqué stream, has a generalized direction from SW to NE and it originates in "La Nutria Chica" and passes through Olavarría and Tapalqué cities. Previous studies in the 1990's helped to identify and characterize the chemical composition of the stream in different sectors subjected to various uses. In order to verify the impact of the dumped sewage effluent in the stream, water samples were taken during 2009 and 2010, applying standardized methods for determining

the physicochemical and bacteriological parameters. Taking into account that this stream goes through a livestock area, the objective of this work is to evaluate the water quality of Tapalqué stream as a service of drinking water for bovine cattle. Physicochemical and organoleptic characteristics, presence of toxic substances, excess of minerals and the presence of some pathogens were analysed.

All samples are characterized for their low salt content, as they have less than 1g/L of dissolved salts, then they do not contribute to the necessary minerals for animal diets. Major ions do not exceed the established limits.

While the fluorine content decreases from the upper to the last sampling point, it always exceeded the recommended limit of 1 mg/L, as well as pH measurements, total and fecal coliforms.

The studied section of Tapalqué stream is deficient in minerals, with presence of total and fecal coliforms, with pH and fluoride contents exceeding optimum levels. Therefore, it is not recommended it is use as drinking water for cattle.

Keywords: Water quality, water for cattle, Tapalqué stream

Introducción

La cuenca del arroyo Tapalqué tiene forma elipsoidal, con ejes N-S de 70 km y E-O de 35 km aproximadamente, abarcando un área cercana a 1700 km² (Figura 1), se angosta hacia su cabecera y también presenta un marcado estrechamiento aguas debajo de Olavarría, donde el ancho se reduce a 13 km. El arroyo Tapalqué, colector principal del agua superficial de dicha cuenca, nace en terrenos de la estancia La Nutria Chica, en el Centro – Sur de la provincia de Buenos Aires. Su cauce se orienta al NO-N con una pendiente media de 1.6 m/km. Aguas abajo presenta sobre ambas márgenes, barrancas continuas de 1 a 2 m de desarrollo vertical y una pendiente de 1.2 m/km. Finalmente va desviando progresivamente su curso hacia el NE, dirección con la que atraviesa la ciudad de Olavarría, manteniendo el carácter barrancoso de sus orillas.



Figura 1: Área de estudio y puntos de muestreo.

El Canal 11 se origina de este arroyo y en momentos de crecida, es empleado como sitio de descarga y *by pass* hacia la Bahía de Samborombón. En aguas normales, continúa el curso atravesando asimismo la ciudad de Tapalqué para desembocar en el arroyo Las Flores (Auge, 1993).

En los últimos años, el aumento de las actividades industriales, junto con la expansión de la agricultura intensiva ha aumentado el impacto humano en los cuerpos lóticos pampeanos, pero hay poca información disponible para utilizar como base para proponer medidas de mitigación o de gestión (Feijó y Lombardo, 2007).

Estudios previos realizados por miembros de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), permitieron identificar y caracterizar sectores del arroyo con diferente calidad de agua, sometidos a diversos usos, como por ejemplo agrícola, recreativo y recepción de efluentes cloacales urbanos previamente tratados (Díaz *et al.* 1995). En base a ello, fue posible indicar que la calidad de las aguas del Arroyo Tapalqué experimentaba un deterioro en los parámetros indicativos de contaminación por materia orgánica en el tramo posterior al vuelco de la planta depuradora de Líquidos cloacales de Olavarría. Esto era debido a que la misma, operativamente era insuficiente para tratar todos los residuos generados en la ciudad (Díaz *et al.* 2000). En septiembre del año 2000 se llevó a cabo una ampliación y optimización de esta planta, a cargo del concesionario del servicio sanitario, la empresa Coopelectric – Cooperativa Limitada de Electricidad y Servicios Anexos de Olavarría. Esta obra permitió tratar el 100% de los residuos ingresantes, estimados en 750 m³/h. En concordancia con ello, los parámetros de calidad monitoreados sobre el arroyo evidenciaron una notable mejora (Díaz y Colasurdo, 2003).

En el año 2009, con la intención de monitorear la afectación del vertido del efluente cloacal al Arroyo Tapalqué, y en forma indirecta estimar el funcionamiento de la planta a su cargo, Coopelectric solicitó a la Facultad de Ingeniería de la UNCPBA realizar un seguimiento en un amplio sector del arroyo Tapalqué de diferentes estimadores de calidad ambiental.

Es importante considerar que la calidad del agua que consumen es un factor determinante de la producción, tanto de especies tradicionales como no tradicionales, debido a su relación con los requerimientos nutricionales de cada raza o especie (Fernández Cirelli *et al.* 2010). Existen zonas en el centro de la provincia de Buenos Aires donde la calidad del agua utilizada para consumo del ganado limita las actividades ganaderas. Las principales causas están dadas por el contenido salino y la presencia de sustancias tóxicas, tanto de origen natural como antrópico. Si bien el ganado bovino es capaz de adaptarse a diferentes tipos de agua, la excesiva salinidad o la presencia de determinadas sustancias impactan en la salud del animal, con la consecuente disminución de la producción y pérdidas económicas (Grant, 1996).

Una vaca adulta con cría necesita entre 70 a 140 L/día de agua para mantener su equilibrio electrolítico; casi el 60 % de la estructura bovina está conformada por

agua, de allí la relevancia de evaluar su calidad para un correcto manejo del rodeo, principalmente en el momento de considerar su productividad. En este contexto y considerando que el arroyo atraviesa en su paso establecimientos rurales dedicados especialmente a la ganadería, y que los animales hacen amplio uso del recurso en función de los múltiples accesos, así como de circunstancias climáticas adversas que reducen otras aguadas, en este trabajo se analiza la aptitud de este ambiente como agua de bebida de especies animales, en especial la bovina.

Materiales y métodos

Se monitorearon cuatro estaciones de muestreo de agua superficial sobre el cauce del arroyo Tapalqué cada 45 - 60 días aproximadamente, desde fines de 2009 y durante 2010. Se establecieron diferentes sitios de recolección: E1 = preurbano (36°54'05.22"S, 60°20'35.31"O; 176 m s.n.m); E2 = post-urbano, sobre el puente de la Ruta Nacional N° 226 (36°52'30.27"S, 60°18'21.25"O; 157 m s.n.m); E3 se sitúa a 300 m de distancia aguas abajo del vuelco de la planta depuradora de líquidos cloacales, (36°50'02.02"S, 60°15'22.81"O; 150 m s.n.m) y E4 en Paso López, aguas abajo de la localidad de Sierra Chica (36°48'09.96"S, 60°13'28.68"O; 144 m s.n.m). La distancia entre las estaciones extremas es de aproximadamente 15 km (Figura 1).

La toma de agua se realizó sobre la margen del arroyo donde existía mayor circulación de agua. Las mediciones de pH, fueron determinadas *in situ* con medidor multiparamétrico Hach Sension 156. El resto de las determinaciones fueron llevadas a cabo en el laboratorio, siguiendo la metodología descrita por métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1992). Carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-) por titulación con ácido clorhídrico, sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama con fotómetro Zeltec ZF 240, calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) por titulación con EDTA, cloruros (Cl^-) por titulación con nitrato de plata y sólidos totales y disueltos (ST y SD) por secado a 103-105°C y sulfato (SO_4^{2-}) por gravimetría. Nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+) por espectrofotometría. Arsénico (As) por espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) Shimadzu secuencial modelo III en línea con generador de hidruros volátiles, según norma EPA 2007; plomo (Pb), cadmio (Cd), cinc (Zn), por espectrometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) Shimadzu 9000 simultáneo de alta resolución según norma EPA 2007; mercurio (Hg) por espectroscopía de absorción atómica Hitachi Zeeman Z-6100 en línea con generador de vapor frío, según norma SM 3500. Análisis bacteriológico: coliformes totales y fecales NMP/100 mL. Los metales pesados sólo fueron determinados en una sola oportunidad en cada estación de muestreo.

Para caracterizar la calidad del agua de bebida animal se ha tenido en cuenta principalmente la clasificación que considera principalmente las características fisicoquímicas y organolépticas, presencia de sustancias tóxicas, exceso de minerales y presencia de sustancias patógenas (National Research Council, 2001).

Resultados y discusión

Los resultados de los promedios, mínimos, máximos y desvío estándar de los diferentes parámetros fisicoquímicos, contenido iónico y coliformes totales y fecales determinados en ocho muestreos, se muestran en la Tabla 1.

Todas las muestras de agua resultaron oligohalinas, duras, bicarbonatadas sódicas y levemente alcalinas, con valores de pH entre 7.7 y 8.2, superando el rango óptimo establecido para bebida de ganado bovino entre 6.1 y 7.5 (Bavera *et al.* 2001).

Para caracterizar la calidad del agua en cuanto a contenido salino e iones mayoritarios del arroyo Tapalqué, se tuvo en cuenta la clasificación hecha por Bavera (2009) (Tabla 2).

Las aguas resultan deficientes en sales, ya que los sólidos totales disueltos, entre 546 y 606 mg/L, no superan el valor de 1 g/L establecido como límite inferior en la clasificación propuesta. Por su bajo contenido salino, esta agua no contribuye con minerales a la dieta animal, debiendo suministrar suplementos para contrarrestar el efecto. Lo mismo sucede con los contenidos de los iones mayoritarios (cloruros, sulfatos y magnesio) ya que en todos los casos las concentraciones son menores a los límites inferiores sugeridos.

La presencia de nitratos en el agua es indicativa de contaminación antrópica (materia orgánica, fertilizantes nitrogenados). La toxicidad se produce cuando los nitratos son reducidos a nitritos, altamente tóxicos ya que alteran el transporte de oxígeno en sangre.

n = 8	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	pH
E1									
Media	23.7	14.5	190.1	1.7	4.8	42.7	25.5	524.7	8.2
Mín	13.9	10.2	149.1	1.5	0.918	37.04	0	481.7	7.7
Máx	40	22.8	210.3	2.3	11.92	47.33	70.6	614.88	8.67
DS	8.3	4.8	21.3	0.3	3.7	3.3	26.7	41.6	0.3
E2									
Media	28.3	19.2	177.8	1.6	18.7	38.0	12.3	537.3	7.8
Mín	4.2	14.3	142.1	1.2	10.11	32.5	0	497	7.15
Máx	40.5	32.8	200.9	2.2	31.8	44.04	37.8	579.01	8.4
DS	10.9	6.2	18.8	0.3	7.9	3.6	15.3	31.0	0.4
E3									
Media	36.0	16.4	153.2	1.9	21.6	32.8	1.6	552.0	7.7
Mín	31.2	13.9	121.1	1.6	1.5	23.46	0	512.4	7.30
Máx	40.9	19.8	167.7	2.3	41.26	41.6	12.6	588.72	8.10
DS	3.2	2.4	15.1	0.2	13.1	7.6	4.5	27.5	0.31
E4									
Media	34.9	16.8	151.6	1.8	16.2	33.5	4.7	526.4	7.80
Mín	31.4	13.8	104.8	1.5	4.8	27.98	0	461.16	7.25
Máx	40.2	23.3	172.4	2.5	30.51	39.102	19.97	589.3	8.08
DS	3.2	3.1	20.3	0.3	9.8	4.1	8.7	49.5	0.25
E1									
n = 8	F ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	DT	SD	ST	Colif. Totales	Colif. Fecales	
E1									
Media	3.4	0.1	0.6	119.6	606.1	649.8	1615.5	130	
Mín	2.2	0.027	0.27	79.8	545	624	23	110	
Máx	4.78	0.276	1.16	194	649	667	4300	150	
DS	1.0	0.1	0.3	39.5	35.2	19.1	1707.3	28.3	
E2									
Media	2.9	0.2	0.4	150.4	598.0	598.3	1713.3	185.0	
Mín	2.4	0.051	0	126.48	557	568	240	170	
Máx	4.15	0.61	0.9	190.6	674	626	2400	200	
DS	0.6	0.2	0.3	23.8	38.9	27.7	1030.2	21,2	
E3									
Media	2.2	1.8	6.9	158.7	563.1	587.5	4871.4	220,0	
Mín	1.74	0.021	0.29	145.08	490	569	150	90	
Máx	3.03	9.33	13.5	181.4	604	610	24000	350	
DS	0.4	3.2	4.7	13.3	35.6	17.0	8495.8	183,8	
E4									
Media	2.4	1.0	3.3	157.0	546.3	586.0	2193.3	1575,0	
Mín	2.02	0.057	0.1	141.36	422	557	460	750	
Máx	3.2	4.07	8.8	194	585	618	4300	2400	
DS	0.4	1.3	3.2	17.5	52.5	26.7	1308.2	1166,7	

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos, contenido iónico y coliformes totales y fecales analizados en las muestras de agua provenientes del Arroyo Tapalqué. Todos en mg/L, DT en mg/L de CaCO₃, coliformes totales y fecales en NMP/100 mL.

Cría	Para			Sales totales g/L	Cloruro (de sodio) g/L	Sulfato g/L	Magnesio g/L
	Invernada pastoril	Tambo bovino y engorde a corral					
Deficiente	Deficiente	Deficiente	Menos de	1	---	---	---
Muy buena	Muy buena	Muy buena	Más de	1	0.6	0.5	0.2
Muy buena	Muy buena	Buena	Hasta alrededor de	2	1.2	1	0.25
Buena	Aceptable	Aceptable	Hasta alrededor de	4	2.4	1.5	0.3
Aceptable	Mala	Mala	Hasta alrededor de	7	4.2	2.5	0.4
Mala	---	---	Hasta alrededor de	11	6.6	4	0.5
Condicionada	---	---	Hasta alrededor de	13	10	7	0.6

Tabla 2. Clasificación del agua de bebida para bovinos según el contenido de sólidos totales disueltos e iones mayoritarios, según Bavera (2009).

Las concentraciones encontradas en el agua del arroyo Tapalqué son, en todos los casos, menores al límite máximo establecido de 44 mg/L (National Research Council, 2001).

El arsénico, elemento ampliamente difundido en aguas de Argentina y en cercanías a la región bajo estudio, utilizadas para bebida humana o animal, constituye un serio problema de salud pública a nivel mundial, debido al poder carcinógeno y neurotóxico que posee. Existen en la actualidad diferentes criterios respecto al límite máximo establecido del nivel de arsénico para agua de bebida animal.

Si bien en este trabajo el arsénico fue determinado en una sola oportunidad en cada estación de muestreo (E1 = 100 µg/L; E2 = 60 µg/L; E3 = 30 µg/L; E4 = 30 µg/L) se observan valores que no superan los límites establecidos por la Ley 24051 de 500µ/L o por el propuesto por Bavera (2001) de 150µg/L. En las estaciones E1 y E2 se supera el límite establecido por la National Research Council (2001) de 50 µg/L.

El flúor está contenido en rocas como la fluorita, apatita, criolita y otros minerales distribuidos en forma abundante en los suelos. El agua en contacto con dichas rocas las va disolviendo en mayor o menor grado encontrándose por dicha razón en algunos casos aguas con concentraciones de flúor que sobrepasan los límites máximos admisibles para aguas de consumo humano o animal. Este elemento ocasiona problemas sanitarios en animales jóvenes, que se manifiestan principalmente luego del destete. El ganado bovino es menos resistente a la toxicidad por flúor que otros tipos de ganado en pastoreo (Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2004). Todas las

muestras analizadas en este trabajo superan el límite establecido por la Ley 24051 de 1 mg/L.

Los elementos traza que fueron analizados en una sola oportunidad en cada estación, fueron plomo (Pb), cadmio (Cd), mercurio (Hg) y cinc (Zn). Los tres primeros no fueron detectados, el cinc fue encontrado en tres estaciones (E1 = 2µg/L; E3 = 7,4 µg/L; E4 = 6 µg/L) no superando el límite establecido por la Ley 24051 de 50 µg/L en ningún caso.

Para determinar la calidad sanitaria del agua de bebida se realizó un análisis bacteriológico que incluyó bacterias coliformes totales y fecales (NMP/100 mL), cuyos resultados fueron variables en todas las estaciones (Tabla 1). Cabe aclarar que el aumento que se verifica entre las estaciones E2 y E3 se vincula en forma directa al vuelco de la planta depuradora de líquidos cloacales ubicada entre estos dos sitios de muestreo, como así también a eventuales vuelcos de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de residuos sólidos urbanos.

Para animales jóvenes los coliformes totales y fecales no deben superar 1 NMP/100 mL mientras que para adultos estos valores son 15 NMP/100 mL y 10 NMP/100 mL respectivamente (Waldner y Looper, 2002). En las cuatro estaciones de muestreo se superan estos límites establecidos.

Conclusiones

De los análisis realizados respecto a la calidad del curso de agua para bebida de ganado bovino, surge que el arroyo Tapalqué en el tramo estudiado es deficiente en minerales, con presencia de coliformes totales y fecales y con pH y contenido de flúor que superan los niveles óptimos establecidos. En función de ello, es recomendable no utilizar este tipo de agua para bebida animal.

Bibliografía

APHA-AWWA-WPCF, 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ediciones Díaz de Santos. S. A. Madrid. España.

Auge M., 1993. Hidrografía. En: Consejo Federal de Inversiones. Abastecimiento de Agua potable a la Ciudad de Olavarría Informe Final. Municipalidad de Olavarría. Obras Sanitarias de la Provincia de Buenos Aires. CFI, La Plata, 19-21.

Bavera G, 2009. Aguas y Aguadas para el ganado, 3º Ed., Río Cuarto, pág. 123-125. www.produccion-animal.com-ar

Bavera G, E Rodríguez, H Beguet, O Bocco y J Sánchez, 2001. Manual de aguas y aguadas para el ganado. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires. 284 p.

Díaz O y V Colasurdo, 2003. El Impacto de los residuos cloacales urbanos sobre la calidad del Arroyo Tapalqué en la ciudad de Olavarría. Cuadernos del Curiham, 9: 153-161.

Díaz O, E Usunoff, V Colasurdo, E Álvarez, J Velázquez, N Quiroga, R Tyberg y T Attademo, 1995. Estudio físico-químico-bacteriológico del Arroyo Tapalqué en la ciudad de Olavarría e hidroquímica de las aguas subterráneas de la región. Actas IV Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Junín, 2: 285-289.

Díaz O, V Colasurdo y S Vaira, 2000. Caracterización témporo-espacial de parámetros fisicoquímicos en aguas del Arroyo Tapalqué en la ciudad de Olavarría. Cuadernos del Curiham, 6: 27-33.

Feijóo C y R Lombardo, 2007. Baseline water quality and macrophite assemblages in pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41, 1399-1410.

Fernández Cirelli A, N Schenone, A Pérez Carrera y A Volpedo, 2010. Calidad de agua para la producción de especies animales tradicionales y no tradicionales en Argentina. *Augmdomus*, 1:45-66. Asociación de Universidades Grupo Montevideo.

Grant R, 1996. Water quality and requeriments for dairy cattle. Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska. <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1442&context=extensionhist> National Research Council, 2001. Cap. Water requeriments. In: Nutrients requeriments of dairy cattle. 7th Rev. Ed. Nat. Acad. Press, Washington DC., 178-183pp.

Pérez Carrera A y A Fernández Cirelli, 2004. Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina). InVet 6 (1):51-59 pp.

Waldner DN y ML Looper, 2002. Water for dairy cattle. Division of Agricultural Science and National Resources. Oklahoma State University. ANSI-4275, 1-4pp.

Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.

Salinity and nutrient concentration effects in cyanobacterial blooms of a coastal lagoon in Uruguay.

Autores: Carolina Cabrera Di Piramo (1,2,3,a), Lorena Rodríguez-Gallego (2,b), Carla Kruk (1,2,3,a); cabreradipi@gmail.com, dunachirca@gmail.com, ckruk@yahoo.com

1. Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 2. Grupo de Ecología Funcional Acuática, Centro Universitario de la Región Este, Universidad de la República, Uruguay. 3. Laboratorio de Etología, Ecología y Evolución, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, Uruguay. a- Dirección postal: Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Sección Limnología, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay; b- Dirección postal: Ruta nacional N°9, intersección con ruta N°15, Ciudad de Rocha, Uruguay.

Título breve: Floraciones de cianobacterias, efectos de salinidad y nutrientes.

Palabras clave: floraciones de fitoplancton, fósforo, salinidad.

Key words: phytoplankton blooms, phosphorus, salinity.

Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.

Carolina Cabrera Di Piramo, Lorena Rodríguez-Gallego, Carla Kruk.

Resumen

Las lagunas costeras son ecosistemas dinámicos, especialmente en términos de salinidad, que presentan interés socioeconómico y para la conservación. En estas lagunas el fitoplancton, compuesto por microorganismos autotróficos en suspensión en el agua, es el responsable del mantenimiento de la producción ecosistémica. Sin embargo, en condiciones de alta concentración de nutrientes (eutrofización) y alta temperatura el fitoplancton puede desarrollar floraciones. Estas floraciones consisten en el crecimiento explosivo de pocas especies y afectan negativamente la calidad del agua por su alta biomasa y por la producción de toxinas perjudiciales para animales y el hombre. En las lagunas costeras la salinidad puede modular el desarrollo de las floraciones frente a situaciones de eutrofización. En este capítulo exploramos cuáles son los valores de salinidad y concentración de fósforo que promueven el crecimiento de grupos de fitoplancton nocivos. Para ello realizamos una extensiva revisión bibliográfica sobre tasas de crecimiento a distintas salinidades y constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble. Para analizar la información agrupamos a las especies en grupos funcionales basados en morfología. Comparamos los resultados con lo observado en un período de 19 años en una laguna costera protegida de Uruguay, donde se desarrollan actividades agropecuarias y ganaderas (Laguna de Rocha). Los resultados evidencian que las salinidades características de ambientes estuarinos (10 – 30 UPS) y altas concentraciones de nutrientes (75 - 150 µg/L fósforo reactivo soluble) están dadas las condiciones para que en las lagunas costeras se desarrollen grupos de fitoplancton nocivos debido a actividades antrópicas. Sin embargo, estas no se manifiestan lo que podría estar asociado a la variabilidad de la salinidad.

Palabras clave: floraciones de fitoplancton, fósforo, salinidad.

Abstract

Coastal lagoons are highly dynamic ecosystems with important salinity fluctuations. These lagoons have socioeconomic values and are important sites for biodiversity conservation. In these ecosystems the phytoplankton (planktonic autotrophic micro-

organisms) is responsible for the maintenance of ecosystem productivity. However, under high nutrients concentrations (eutrophication) and high temperatures phytoplankton can develop blooms. Blooms are events of excessive growth of few species in a short period of time and affect water quality through high biomass and toxins production that promote biodiversity and human uses losses. In coastal lagoons salinity modulates the effects of eutrophication on blooms development. In this chapter we explore which are the salinity and phosphorus concentrations that promote the growth of nuisance phytoplankton groups. We carried an extensive literature search about species growth rates at different salinities and half saturation constants with soluble reactive phosphate. To analyze the information we classified the species into morphology-based functional groups. We compare those conditions with historical values obtained in a 19 years study period in a coastal protected lagoon of Uruguay under livestock and agriculture uses. We conclude that typical estuarine conditions in salinity (10-30) and high nutrient concentrations (soluble reactive phosphate 75-150 µg/L) caused by anthropic activities can promote the development of phytoplankton nuisance groups. However, the absence of frequent cyanobacteria blooms in this lagoon might be explained by high salinity variability.

Key words: phytoplankton blooms, phosphorus, salinity.

Introducción

Las lagunas costeras son sistemas someros muy dinámicos que presentan un fuerte gradiente espacial y temporal de agua dulce y agua salobre, debido a su conexión con el océano (Barnes, 1980; Kjerfve, 1994). Son ecosistemas muy productivos, por lo que tienen un rol fundamental en el ciclado de nutrientes (Kjerfve, 1994). Ocupan el 13% de la franja costera a nivel mundial y son sitios con alto interés de conservación de la biodiversidad (Kjerfve, 1986; Knoppers, 1994). En la costa este de Uruguay se ubica un sistema de lagunas costeras que son utilizadas para recreación, turismo, pesca comercial y deportiva, entre otras actividades (Conde y Rodríguez-Gallego, 2002). Asimismo, en sus cuencas se asientan diferentes ciudades y poblados y se realiza agricultura, forestación con especies foráneas y ganadería (Rodríguez-Gallego *et al.* 2012). Debido a su elevada biodiversidad junto a sus cuencas, han sido declaradas áreas protegidas por diferentes normativas (Rodríguez-Gallego *et al.* 2012).

El fitoplancton está integrado por los microorganismos autótrofos que viven en suspensión en la columna de agua. Estas comunidades son responsables de aproximadamente el 50% de la producción primaria acuática del planeta, sosteniendo entre otros a las pesquerías de las lagunas costeras (Knoppers, 1994; Arrigo, 2005; Litchman y Klausmeier, 2008).

El aumento de la concentración de nutrientes como el fósforo y nitrógeno (eutrofización) y las altas temperaturas pueden promover el desarrollo de floraciones de fitoplancton. Las floraciones son eventos de rápido y excesivo crecimiento de una o pocas especies de fitoplancton (Reynolds, 2006). Estos eventos afectan negativamente la calidad de agua y los usos de los ecosistemas acuáticos (Wilson y Carpenter, 1999). Esto es debido a que poseen una alta biomasa, disminuyendo la transparencia del agua y afectando la concentración de oxígeno, así como la estructura trófica (Paerl y Huisman, 2009). En los casos extremos las especies dominantes (*e.g. Microcystis aeruginosa* (Kützing, 1846), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Seenayya y Subba Raju, 1972), *Pseudonitzschia australis* (Frenguelli, 1939)) pueden producir toxinas. Estas toxinas afectan a los animales y al hombre con derivaciones hepatotóxicas o neurotóxicas entre otras (Smayda, 1997; Paerl y Huisman, 2008). Este es el caso de muchas de las floraciones de cianobacterias (mareas verdes) o dinoflagelados (mareas rojas). Estos eventos son cada vez más frecuentes en todo el mundo y tienen impactos a nivel ecosistémico, social y económico (Paerl y Huisman, 2008).

El fitoplancton está integrado por miles de especies con grandes diferencias filogenéticas, fisiológicas y ecológicas. Esto hace difícil la selección de medidas de

gestión para evitar o manejar los efectos nocivos de las floraciones, ya que son muchas las variables ambientales a considerar (Litchman y Klausmeier, 2008). Por esta razón, existen aproximaciones que agrupan a las especies de fitoplancton en grupos funcionales que nos indican cuál su rol y sus efectos en el ecosistema (Reynolds, 2006; Kruk *et al.* 2010). Además nos permiten predecir qué grupos se desarrollarían en las distintas condiciones ambientales (*e.g.* salinidad, concentración de nutrientes). Este es el caso de la clasificación en Grupos Funcionales Basados en la Morfología (GFBM) que agrupa a los organismos del fitoplancton según sus rasgos morfológicos (Kruk *et al.* 2010). Esta clasificación se basa en siete grupos que incluyen especies con diferente morfología, preferencias ambientales y distintos riesgos asociados a su desarrollo en los sistemas acuáticos (Tabla 1) (Kruk y Segura, 2012). De los siete grupos, el III y VII son los más nocivos, ya que varias de sus especies forman floraciones potencialmente tóxicas (Kruk *et al.* 2010). Los GFBM pueden además utilizarse en modelos matemáticos de predicción de fitoplancton frente a cambios ambientales (Segura *et al.* 2011; Segura *et al.* 2012).

Dentro del sistema de lagunas costeras de Uruguay, Laguna de Rocha, ubicada en el Departamento de Rocha, es una de las más intensamente estudiadas. Este sistema tiene una profundidad promedio de 0.6 m, su área es de 72 km² y el área de su cuenca 1312 km². Laguna de Rocha se conecta de forma intermitente con el Océano Atlántico por un canal que se abre en una barra arenosa de forma natural o artificial. La laguna descarga agua dulce al océano y recibe agua marina, lo que genera cambios abruptos en la salinidad, los nutrientes y las comunidades biológicas (Conde *et al.* 2000; Bonilla *et al.* 2006). Esta dinámica hidrológica determina su funcionamiento ecosistémico, promoviendo una alta productividad primaria, sustentando pesquerías comerciales y una alta biodiversidad. Debido a esto, Laguna de Rocha está incluida en la Reserva de Biósfera de la UNESCO “Bañados del Este”, e integra el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Conde y Rodríguez-Gallego 2002; Bonilla *et al.* 2006).

GFBM	Esquema	Descripción	Preferencias y susceptibilidades	Riesgos asociados
I		Pequeños, alta S/V, alta tasa replicación y abundancia. Ej. <i>Synechocystis aquatilis</i> (Komárek 1976).	Toleran bajos nutrientes, y bajo tiempo de residencia, necesitan alta luz y son susceptibles a los depredadores.	En general no presentan riesgos. Son indicadores de buena calidad de agua cuando son poco abundantes, pocas especies pueden ser tóxicas.
II		Flagelados pequeños con paredes de sílice. Ej. <i>Mallomonas pulcherrima</i> (Lemmermann 1899).	Toleran bajos nutrientes y prefieren alta luz.	No presentan riesgos, indicadores de buena calidad de agua en amplio rango de abundancias.
III		Filamentos grandes con aerotopos, algunos fijan N ₂ . Ej. <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Seenayya. y Subba Raju 1972).	Soportan baja luz y poco nitrógeno, resisten depredación, no toleran bajo tiempo de residencia.	Grandes riesgos, alcanzan alta biomasa con altos nutrientes y temperatura, forman floraciones dispersas, incluyen varias especies potencialmente tóxicas.
IV		Tamaño medio sin rasgos especializados. Ej. <i>Coelastrum microporum</i> (John y Tsarenko 2002).	Toleran moderados a bajos nutrientes y bajo tiempo de residencia, son susceptibles a depredación.	Sin riesgos en rango amplio de abundancia.
V		Flagelados unicelulares de medio a gran tamaño. Ej. <i>Euglena proxima</i> (Ehrenberg 1830).	Toleran bajos nutrientes y depredación.	Sin riesgos en cuerpos de agua continentales, en zonas costeras pueden desarrollar floraciones nocivas (mareas rojas).
VI		Organismos no flagelados con pared de sílice. Ej. <i>Aulacoseira granulata</i> (Simonsen 1979).	No toleran la estratificación, toleran bajo tiempo de residencia.	Raramente generan riesgos en los cuerpos de agua continentales, pero pueden afectar sistemas de filtración de agua.
VII		Colonias mucilaginosas de gran tamaño. Ej. <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing 1846)	Controlan posición en columna de agua, sensibles a bajos nutrientes, resistentes a depredación y bajo tiempo de residencia.	Alcanzan altas biombras y forman floraciones superficiales, especies notoriamente nocivas y potencialmente tóxicas.

Tabla 1. Listado de los grupos funcionales basados en morfología (GFBM) descritos por Kruk *et al.* (2010) y Kruk y Segura (2012). Se incluye un esquema de su forma general, sus descripción en términos morfológicos, ecológicos y fisiológicos, así como sus preferencias y susceptibilidades ambientales y los riesgos asociados o no a su alta biomasa.

En la cuenca de la laguna se desarrollan distintas actividades y usos del suelo como urbanización, incluyendo a la ciudad de Rocha con más de 26000 habitantes, agricultura, ganadería y forestación con especies foráneas. La forestación y la agricultura son los usos del suelo que más han aumentado en los últimos 15 años (Rodríguez-Gallego, 2010). Esta intensificación coincide con el aumento de los indicadores de eutrofización (e.g. concentración total de fósforo (Conde *et al.*, 1999), proliferación de hidrófitas sumergidas (Rodríguez-Gallego, 2010), altas biomásas de algas epifíticas (Conde *et al.* 1999). Sin embargo, únicamente en dos ocasiones se registraron floraciones nocivas de cianobacterias, una en verano de 2003 (Conde sin publicar en Rodríguez-Gallego 2010) y una recientemente en verano de 2013 (Danilo Calliari com pers.). La baja frecuencia de floraciones nocivas en esta laguna podría ser explicada por la salinidad, ya que de acuerdo a la concentración de fósforo se esperaría una mayor biomasa de fitoplancton (Bonilla *et al.* 2006; Rodríguez-Gallego, 2010). Se plantea que la salinidad afecta las tasas de crecimiento del fitoplancton, la fijación de nitrógeno y la actividad fotosintética de las especies formadoras de floraciones (Domingues *et al.* 2007).

En Laguna de Rocha el aumento sostenido en superficie de determinados usos del suelo podría continuar incrementando la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua, principalmente fósforo (Rodríguez-Gallego, 2010). Sin embargo, la salinidad y sus variaciones podrían modular el efecto de la eutrofización en el desarrollo del fitoplancton y particularmente la aparición de floraciones de cianobacterias. En este marco, evaluamos cómo distintos valores de salinidad y concentraciones de fósforo afectan la ocurrencia de floraciones nocivas de cianobacterias. Para ello analizamos las tasas de crecimiento a diferentes salinidades y las tasas de crecimiento con fósforo reactivo soluble (*PRS*) de distintas especies de fitoplancton agrupadas en GFBM mediante una exhaustiva revisión bibliográfica. Luego comparamos los valores de salinidad y concentración de *PRS* a los que crecen los distintos GFBM con valores históricos de salinidad y concentración de *PRS* en la Laguna de Rocha.

Metodología

La metodología se desarrolló en dos etapas:

i) Análisis histórico de variables ambientales: salinidad y PRS en Laguna de Rocha
El período analizado abarcó desde 1987 a 2006. La base de datos utilizada fue generada por distintos proyectos de investigación de la Sección Limnología y la Sección Oceanografía de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República. Todos los muestreos se realizaron en dos estaciones (Figura 1) denominadas norte o límnic, (cercana a la desembocadura del Arroyo Rocha) y estación sur o de influencia marina (cercana a la barra arenosa que conecta con el Océano Atlántico).

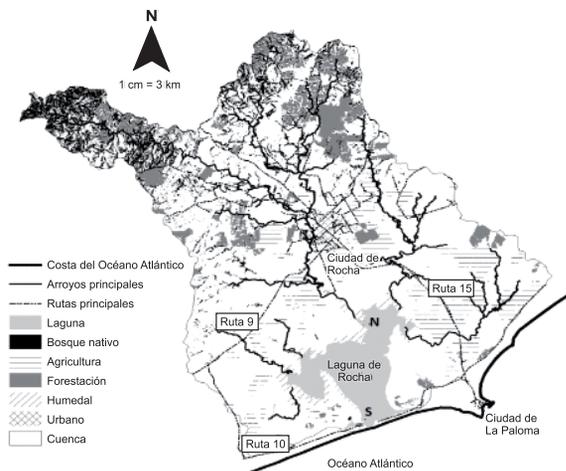


Figura 1: Mapa de la cuenca de Laguna de Rocha y los distintos usos del suelo. En la Laguna, se marca con “N” la estación de muestreo norte o límnica, y con “S” la estación de muestreo sur o marina.

Se contó en total con 98 muestreos realizados de forma aperiódica, incluyendo muestreos mensuales durante algunos años y bimensuales en otros. Debido a que el fósforo es el nutriente que más ha aumentado su concentración por efectos de la eutrofización (Rodríguez-Gallego 2010), se optó por utilizarlo como indicador de este proceso y analizar su efecto sobre el fitoplancton. En particular se consideró su forma utilizable por el fitoplancton: el fósforo reactivo soluble (*PRS*). La concentración de *PRS* en todos los muestreos fue obtenida de acuerdo a Murphy y Riley (1962) para agua previamente filtrada con filtros GF/C. Las muestras de agua fueron colectadas en todos los casos por debajo de la superficie. Se midió la conductividad in situ con un conductímetro de campo en forma subsuperficial. La salinidad fue obtenida haciendo el producto de la conductividad por 0.6 (Margalef, 1983).

ii) Revisión en literatura: tasas de crecimiento y constantes medias de saturación por PRS.

Se revisaron los estudios en relación a las tasas de crecimiento de distintas especies de fitoplancton a distintas salinidades entre 0 y 45 UPS. Se seleccionaron aquellas tasas pertenecientes a experimentos realizados en similares condiciones: unialgales, con salinidades estables y a temperatura entre 18 y 25°C. Por otro lado, se realizó una búsqueda de constantes medias de saturación (*Km*) por *PRS* para especies de fitoplancton. Las *Km* indican cuál es la concentración de *PSR* a la cual

los individuos crecen a la mitad de su tasa de crecimiento máxima y se expresan en $\mu\text{g/L}$ (Tilman, 1977). En este trabajo utilizamos la *Km* como una medida de evaluación de cuáles son las concentraciones de *PRS* a las que se registra crecimiento. También para las *Km* se seleccionaron experimentos realizados en similares condiciones (unialgales, temperatura entre 18 y 25°C).

Las cepas y especies para las cuales se encontraron datos en la bibliografía fueron asignadas a los distintos GFBM. Esta clasificación se realizó considerando los rasgos morfológicos de los organismos incluyendo rasgos continuos (volumen, superficie, dimensión lineal máxima y relación S/V) y la presencia o no de rasgos categóricos (aerótopos, mucílago, flagelo, sílice y heterocitos). La asignación se hizo utilizando la clave publicada por Kruk *et al.* (2010). Cuando esta información no se encontraba detallada en el artículo en consideración se obtuvo de la descripción taxonómica de la especie correspondiente para la zona geográfica considerada.

Para poner a prueba la existencia de diferencias en los valores de las tasas de crecimiento a distintas salinidades se agrupó a los casos en tres: salinidad entre 0 y 10 UPS, 10 - 30 UPS y mayor a 30 UPS. En cada tramo se compararon las tasas de crecimiento entre todos los grupos con tasas positivas utilizando análisis de medias no paramétrico Kruskal-Wallis (estadístico *H*) utilizando como variable independiente la asignación a los GFBM y variable dependiente la tasa de crecimiento. Se utilizó el mismo tipo de análisis para el caso del *Km*.

Resultados

i) Variación ambiental de salinidad y PRS en Laguna de Rocha

En el período analizado: 1987 a 2006, la salinidad promedio de Laguna de Rocha fue 7,6 UPS (± 7.0) siendo 32 la máxima. En la estación de influencia marina (media 9,7 UPS, rango 1,1 – 32,3 UPS) la salinidad fue mayor que en la estación límnic (media 3,2 UPS, rango 0 – 21,5 UPS) (Figura 2). La concentración media de *PRS* en el mismo período fue 25,5 ($\pm 30,2$) $\mu\text{g/L}$ y su rango varió entre <10 (límite de detección del método de Murphy y Riley 1962) y 273 $\mu\text{g/L}$. En la estación con influencia marina la concentración de *PRS* fue menor (media 23, rango <10 - 201 $\mu\text{g/L}$) que en la estación límnic (media 27,9, rango <10 - 273 $\mu\text{g/L}$) (Figura 2).

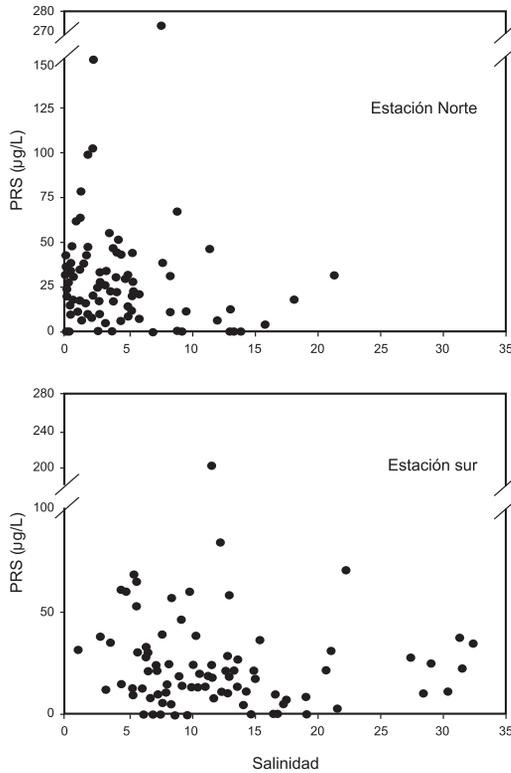


Figura 2: Relación histórica (1987-2006) entre fósforo reactivo soluble (PRS, µg/L) y salinidad en dos estaciones de muestreo de Laguna de Rocha. Estación Norte o límnic y Estación Sur o marina.

ii) Tasas de crecimiento y constantes medias de saturación (Km) por PRS

La revisión de la bibliografía evidencia 428 tasas de crecimiento, pertenecientes a un total de 44 especies distintas de fitoplancton. Asimismo se obtuvieron 65 Km de PRS para 29 especies distintas de fitoplancton. Luego de clasificar a las especies de fitoplancton en los siete GFBM se obtuvieron al menos 20 tasas de crecimiento a distintas salinidades y cinco Km de PRS para cada GFBM. Los organismos mejor representados en la base de datos fueron aquellos típicamente estuarinos.

Todos los GFBM crecieron a salinidades entre 0 y 30 UPS, y dos no lo hicieron a salinidades mayores a 30 UPS. Se detectaron diferencias significativas en las tasas de crecimiento de los siete GFBM en los tres tramos de salinidad: de 0 a 10 UPS (H = 34, p <0.001), de 10 a 30 UPS (H = 63, p <0.001) y mayor a 30 UPS (H = 45,

$p < 0.001$). A salinidades menores a 10 UPS el GFBM VI tuvo las mayores tasas de crecimiento, seguido del I y luego el III (incluye especies formadoras de floraciones) (Tabla 1 y Figura 3). A salinidades entre 10 y 30 UPS fueron los GFBM I y VI los que tuvieron las mayores tasas de crecimiento. A salinidades mayores a 30 UPS hubo dos de los siete grupos que no fueron capaces de crecer: GFBM III y VII. Dentro de los grupos que crecieron a salinidades mayores a 30 UPS el IV tuvo los mayores valores. Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII tuvieron tasas de crecimiento positivas y relativamente elevadas en un muy amplio rango de salinidad desde 0 hasta 20 UPS para el III, 3,8 a 45 UPS el IV y 0,10 a 12,5 UPS para el VII (Figura 3).

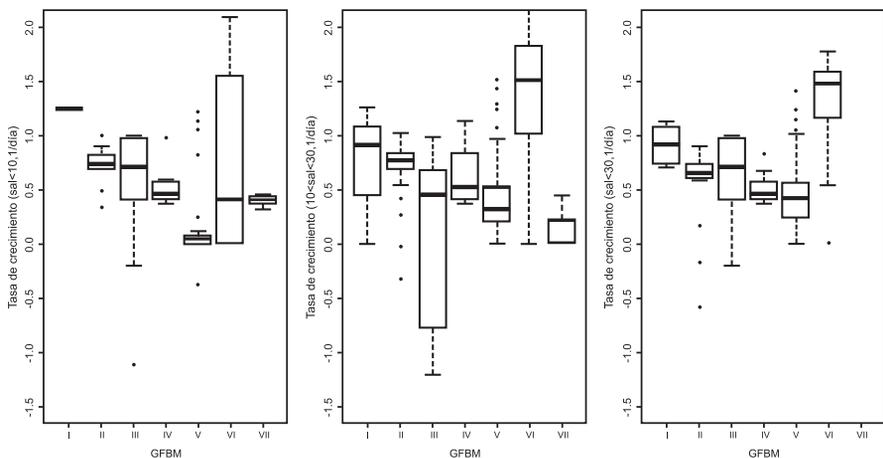


Figura 3: Tasas de crecimiento de cada GFBM en tres tramos de salinidad (<10: izquierda, 10<sal<30: centro, >30: derecha). Como medida de tendencia central se muestra la mediana, en el box superior el percentil 75, box inferior percentil 25, y con línea punteada los rangos.

Se detectaron diferencias significativas en las K_m por PRS obtenidas para los distintos GFBM ($H = 37$, $p < 0.001$) (Figura 4). El GFBM I fue el que presentó mayores valores y el rango más amplio de K_m (Figura 4). Los GFBM que incluyen individuos potencialmente formadores de floraciones: III, IV y VII presentaron K_m de PRS en un rango intermedio (rango de aproximadamente $60 \mu\text{g/L}$). El GFBM III tuvo valores relativamente menores de K_m y el GFBM VII presentó un rango mayor: hasta $100 \mu\text{g/L}$. Los GFBM II y VI fueron los que presentaron menores valores y rango más acotado de K_m .

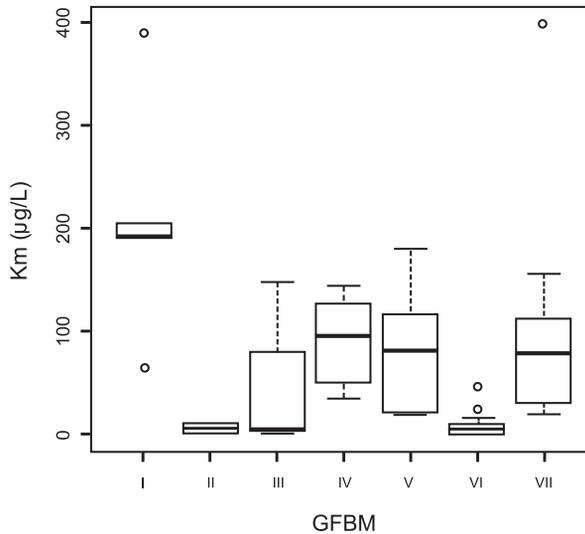


Figura 4: Boxplot de las constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble (Km, µg/L) para cada GFBM. Medida de tendencia central: mediana, box superior: percentil 75, box inferior: percentil 25, línea punteada: rangos.

Discusión

La salinidad afectó diferencialmente las tasas de crecimiento e incluso la presencia de distintos GFBM. Fue interesante encontrar en los datos obtenidos de literatura, que a salinidades relativamente altas, hasta 30 UPS, se encontraron todos los GFBM. Estos incluyeron a los tres GFBM que contienen especies de cianobacterias formadoras de floraciones nocivas (III, IV y VII). Estos GFBM constan de: filamentos grandes con aerótopos (III), de individuos de tamaño medio sin especializaciones (IV) y de colonias mucilaginosas de gran tamaño (VII) (Tabla 1).

En particular el GFBM IV tuvo tasas de crecimiento positivas aún a salinidades mayores a 30 UPS, rango característico de sistemas marinos. El crecimiento excesivo del GFBM IV no sería tan riesgoso como el de los GFBM III y VII, ya que solo algunas de sus especies son potencialmente tóxicas. Sin embargo, su tolerancia a muy altas salinidades indicaría que sus floraciones podrían desarrollarse inclusive en sitios más cercanos a la estación de influencia oceánica, dados los altos valores de salinidad que allí se presentan (Rodríguez-Gallego, 2010).

Otros trabajos han determinado que varias especies de cianobacterias son capaces de crecer en ambientes salobres, como es el caso de *Microcystis aeruginosa* y *Nodularia* UP16a que crecen hasta salinidades de 17.5 y 20 g/L respectivamente (Tonk *et al.*, 2007; Paerl y Huisman, 2008). De esta manera, las cianobacterias parecerían ser más tolerantes a las altas salinidades que otros grupos de agua dulce (Paerl y Huisman 2008), y por estas razones, podrían desarrollar ventajas competitivas frente a otras especies de agua dulce (Tonk *et al.* 2007). Además, el contenido de toxinas intracelulares se relaciona positivamente con la salinidad (Paerl y Huisman, 2009), haciendo aún más riesgoso el desarrollo de cianobacterias a altas salinidades.

Los GFBM que podrían formar floraciones (III, IV y VII) presentaron un amplio rango de constantes medias de saturación por fósforo reactivo soluble; esto podría implicar que en escenarios de aumento en la concentración de fósforo estos organismos podrían desarrollar altas biomásas en concordancia con lo observado por Paerl y Paul (2012).

Los valores históricos de salinidad en la Laguna permitirían el desarrollo de los tres GFBM potencialmente nocivos III, IV y VII. Asimismo, los valores históricos de PRS en comparación con las constantes medias de saturación indicarían que la mayoría de los GFBM podrían crecer a la mitad de su velocidad máxima de crecimiento. Sin embargo, en la Laguna de Rocha no son comunes las floraciones de cianobacterias (Bonilla *et al.*, 2006; Rodríguez-Gallego, 2010) y los organismos dominantes pertenecen a los grupos V y VI (Segura *et al.*, 2011; Segura *et al.*, 2013). Solo en una ocasión se desarrolló una floración de una cianobacteria del GFBM IV *Pseudonabaena cf. moniliformis* (Bonilla *et al.*, 2006; Conde *et al.*, 2009), en condiciones de salinidad de 16 UPS (Conde *et al.* 2009). En el verano de 2013 se registró por primera vez una floración de *Microcystis sp.*, perteneciente al GFBM VII (Calliari, comunicación personal). Esto indicaría que existen otros factores, como por ejemplo las variaciones en la salinidad, que podrían estar limitando el crecimiento y el desarrollo de individuos potencialmente formadores de floraciones. Por otro lado, la floración del grupo VII registrada recientemente, podría estar indicando potenciales cambios en el ecosistema.

El desarrollo de floraciones podría implicar daños en el ecosistema como consecuencia del deterioro en la calidad del agua, con riesgo para los usos recreativos, de pesca comercial y de conservación de la biodiversidad. Los GFBM III y VII son los más nocivos ya que sus grandes filamentos y colonias, respectivamente, pueden permanecer en suspensión en la columna de agua desarrollando aerótopos y estructuras mucilaginosas (Kruk *et al.*, 2010). Estos grupos pueden además alcanzar y ganar gran número de biomasa (Kruk *et al.*, 2010) lo cual sería posible a concentra-

ciones de nutrientes más elevadas. Estos nutrientes podrían ser exportados desde la cuenca de drenaje como consecuencia de actividades antrópicas (Huisman *et al.*, 2005; Paerl y Huisman 2009). En la cuenca de las lagunas costeras de Uruguay la agricultura se ha triplicado desde 1997 a 2011 (Rodríguez-Gallego *et al.* 2012; Nin *et al.*, 2011). En los próximos años, esto favorecería el aumento de la concentración de nutrientes en el agua de estos sistemas.

Las distintas respuestas a los cambios ambientales de estos organismos pueden ser utilizados para su manejo y remoción de los ecosistemas. En el caso del GFBM III disminuir su tiempo de residencia podría limitar su desarrollo, mientras que para el VII una disminución en la concentración de nutrientes sería más adecuada (Tabla 1). El cambio abrupto en las condiciones ambientales sería una herramienta apropiada para su gestión (Kruk *et al.*, 2002; Bonilla *et al.*, 2009). En las lagunas costeras, se podría utilizar la apertura artificial de las barras arenosas para lavar las altas concentraciones de nutrientes del sistema y eliminar las floraciones. Sin embargo, este manejo debe ser cuidadosamente evaluado ya que requiere que las lagunas presenten suficiente nivel de agua para conectarse al mar y puede desencadenar otros impactos en el ecosistema, alterando el régimen hidrológico y a las comunidades biológicas naturales (Conde y Rodríguez-Gallego, 2002). En sistemas como tajamares y aguadas, también podrían instalarse sistemas de compuertas que permitan eliminar el agua superficial con floraciones o eliminar sedimentos cargados de nutrientes (Kruk *et al.*, 2002) pero este manejo puede trasladar la problemática aguas abajo.

Las medidas que minimicen los impactos de floraciones presentes son una alternativa circunstancial que no ataca las causas del problema. Las floraciones son un problema de difícil control una vez instauradas y las medidas más adecuadas a escala de cuenca son la prevención y minimización de la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Carpenter, 2005; Bonilla *et al.*, 2009). Esto se podría realizar mediante sistemas de tratamiento de aguas residenciales y regulaciones de los usos del suelo, incluyendo distancias adecuadas de la agricultura a los cuerpos de agua, adecuada aplicación de fertilizantes y manejo de suelos, mantenimiento de humedales riparios y coberturas de pasturas naturales adecuadas que eviten la erosión (Vymazal, 1995; McKergow *et al.*, 2003; Sharpley *et al.*, 2003; Dodds y Oakes 2006). Para esto es fundamental un proceso de comunicación y negociación entre los productores agropecuarios y las autoridades que regulan la calidad del agua, los suelos y las áreas protegidas.

En este marco es parte de nuestras perspectivas desarrollar un modelo matemático que permita determinar cuáles son las concentraciones de nutrientes que disparan el crecimiento de grupos de fitoplancton potencialmente nocivos en un gradiente

de salinidad. Estas concentraciones serían utilizadas en modelos de optimización de usos del suelo mediante modelación espacial en sistemas de información geográfica. Esto nos permitiría construir pautas de ordenamiento de los usos del suelo, teniendo en cuenta la carga de nutrientes exportada por cada uso en la cuenca, su superficie y la distancia al cuerpo de agua.

Agradecimientos

Daniel Conde, Danilo Calliari, Sylvia Bonilla, Luis Aubriot, Rafael Arocena, Guillermo Chalar, Laura Rodríguez, Claudia Piccini, quienes aportaron sus bases de datos históricos de nutrientes y salinidad en la Laguna de Rocha. Florencia Sarthou por su colaboración en la edición de gráficas, y Carmela Carballo y Amelia Fabre por su colaboración en los análisis estadísticos, a Angel Segura por sus importantes sugerencias. CSIC Programa de posgrados y Proyecto CSIC Programa Grupos I+D-1037 Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos.

Bibliografía

Arrigo K., 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*, 437: 349-355

Barnes, RSK., 1980. Coastal lagoons. Cambridge University Press, Cambridge: 106 pp.

Bonilla S., D Conde, L Aubriot, L Rodríguez-Gallego, C Piccini, M Meerhoff, L Rodríguez-Graña, D Calliari, P Gomez, I Machado, A Britos., 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras del Uruguay (58) Pp. 611-630 en: Menafrá R., Rodríguez- Gallego L., Scarabino F., Conde D. (eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.

Bonilla S, C Kruk, L De León, L Vidal y B Brena., 2009. Medidas de gestión y sistemas de vigilancia (6) Pp.27-33 en: Bonilla S (ed.). Cianobacterias planctónicas del Uruguay. UNESCO. PHI-LAC, N° 16.

Carpenter SR., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proc. of the Nat. Ac. of Sci.* 102(29):10002-10005.

Conde D, S Bonilla, L Aubriot, R De León y W Pintos., 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 408/409:285-291.

Conde D, Aubriot L & Sommaruga R., 2000. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marin Ecol Prog Ser*. 207:19-31.

Conde D y L Rodríguez-Gallego., 2002. [capítulo 12] Pp. 149-166. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay en: Dominguez y Prieto (eds) Perfil ambiental del Uruguay. Nordan-Comunidad Montevideo.

Dodds WK y RM Oakes, 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Envir. Manag.* 37(5): 634-646.

Domingues RB, C Sobrino y H Galvao, 2007. Impact of reservoir filling on phytoplankton succession and cyanobacteria blooms in a temperate estuary. *Est. Coas. & Sh. Sci.* 74: 31-43.

Frenquelli J., 1939. Diatomeas del Golfo de San Matías. *Rev. Museo de La Plata, N.S.*, 2 (Bot.) 10: 201-226.

Huisman J, HCP Matthijs y PM Visser., 2005. Harmful Cyanobacteria. Springer, Dordrecht.

Kjerfve B., 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.

Kjerfve B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. pp 63-91. Estuarine variability. Academic Press. Inc.

Knoppers B., 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons, Pp. 243–285. En: B. Kjerfve (ed) Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, 60, Elsevier Science Publisher, Amsterdam, The Netherlands.

Kruk C, N Mazzeo, G Lacerot y CS Reynolds., 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journ of Plank Res.* 24(9):901-912.

Kruk C, VLM Huszar, ETHM Peeters, S Bonilla, L Costa, M Lüring, CS Reynolds, M Scheffer., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Fresh Biol.* 55: 614-627.

Kruk C y A., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1072-6.

Kützing FT., 1846. *Tabulae phycologicae; oder, Abbildungen der Tange*. Vol. 1, fasc. 1 pp. 1-8, pls 1-10. *Nordhausen: Gedruckt auf kosten des Verfassers* (in commission bei W. Köhne).

Litchman E y CA Klausmeier., 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. *Ann Rev of Ecol, Evolution and Systematics*, 39:615-639.

Margalef R., 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.

McKergow LA, DM Weaver, IP Prosser, RB Grayson y AEG Reed., 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journ of Hydrol*. 270: 253-272.

Murphy J y Riley JP, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* .27, 31–36.

Nin M, L Rodríguez-Gallego y D Conde., 2011. Actualización del diagnóstico socioambiental del paisaje protegido Laguna de Rocha. En: Rodríguez-Gallego L., Nin M., Suárez C. & Conde D. Propuesta de Plan de Manejo del Paisaje Protegido Laguna de Rocha. Futuro Sustentable S.A. Rocha, Uruguay.

Paerl HW y J Huisman., 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320:57-58.

Paerl HW y J Huisman., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Envir Microb Rep*. 1(1), 27–37.

Paerl HW y VJ Paul. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful Cyanobacteria. *Water research*. 46: 1349-1363.

Reynolds CS., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.

Rodríguez-Gallego L., 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis Doctoral, PEDECIBA, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

Rodríguez-Gallego L., Achkar M. y Conde D. 2012. Land Suitability Assessment in the Catchment Area of Four Southwestern Atlantic Coastal Lagoons: Multicriteria and Optimization Modeling. *Envir manag*. DOI 10.1007/s00267-012-9843-4.

Seenayya G y N Subba Raju., 1972. On the ecology and systematic of the alga known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) (Desikachary, T.V. Eds) pp. 52-57. Elenk. and a critical evaluation of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. En: Papers submitted to the First International Symposium on Taxonomy and Biology of blue-green algae.

Segura AM, Calliari D, Kruk C, Conde D, Bonilla S y Fort H., 2011. Emergent neutrality drives phytoplankton species coexistence. *Proc of the Roy Soc Biol.* 278: 2355-2361.

Segura A, C Kruk, D Calliari y H Fort, 2012. Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Fresh biol.* doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02867.x

Segura AM, C Kruk, D Calliari, F García-Rodríguez, D Conde, C E Widdicombe y H Fort., 2013. Competition Drives Clumpy Species Coexistence in Estuarine Phytoplankton. *Sci. Rep.* 3, 1037; DOI:10.1038/srep01037.

Sharpley AN, T Daniel, T Sims, J Lemunyo, R Stevens y R Parry., 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. Agriculture Research Service, USA.

Smayda T., 1997. What is a bloom? *Limnol and Oceanog.* 42: 1132- 1136.

Tilman D., 1977. Resource competition between Plankton Algae: An experimental and theoretical approach. *Ecology.* 58(2): 338-348.

Tonk L, K Bosch, PM Visser y J Huisman., 2007. Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquat Microb Ecol.* 46: 117–123.

Vymazal J, 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis publisher, Boca Raton. Wilson, M. A. y S. R. Carpenter. 1999. *Ecol. Appl.* 9: 772–783.

Huella hídrica de la cadena láctea de La Pampa.

Water foot prints for dairy products.

Autores: Iglesias Daniel Humberto¹. Manazza Jorge Francisco². ¹INTA Anguil - UNL-Pam. Avellaneda 530, 8200 Gral. Acha LP. dhiglesi@gmail.com; ²INTA San Luís, Rutas 7 y 8. Villa Mercedes 5730. fmanazza@sanluis.inta.gov.ar

Título breve: Huella hídrica de la cadena láctea.

Palabras clave: Huella hídrica, LCA, ecoeficiencia, Cadena láctea.

Keywords: Water footprint, LCA, ecoefficiency, milk chain.

Huella hídrica de la cadena láctea de La Pampa.

Iglesias Daniel Humberto y Manazza Jorge Francisco.

Resumen

El proceso de agriculturización en la pampa húmeda Argentina presiona fuertemente a la intensificación de las actividades ganaderas y lecheras para mantener su competitividad. Las cuencas de la provincia de La Pampa no han sido ajenas a este proceso. En estos últimos años, la dinámica de la transformación productiva de esta región y la creciente demanda hídrica que ejercen los procesos de intensificación de los sistemas tamberos, motivan el monitoreo de su eficiencia de uso del recurso. Se determinaron las huellas hídricas de los principales productos de la cadena láctea de la provincia de La Pampa: Leche fluida y Queso industrializado, comparando los resultados de sistemas promedio con 3 sistemas con diverso grado de intensificación y escala. Su ecoeficiencia hídrica en términos de producción de leche fue comparada utilizando la metodología *Life Cycle Assessment (LCA)*, sobre la base de indicadores de Agua Virtual. La base alimentaria animal, en particular la suplementación, constituye ampliamente el principal determinante del indicador de Agua Virtual para los productos lácteos analizados. El menor valor del indicador se presentó en las variantes de sistemas intensivos, hallándose que la productividad del sistema más que compensa la intensidad de uso del recurso. En el caso de la producción primaria, 828 litros de agua por litro de leche fluida, con origen en el sistema Mega Tambo; y en el caso de industria láctea, 7.476 litros de agua por kilogramo de queso, con origen en el mismo sistema. La brecha de ecoeficiencia respecto del sistema representativo de las cuencas fue del 24%. La valoración económica de la ecoeficiencia hídrica mejora significativamente la competitividad relativa en costos de los sistemas intensivos ecoeficientes. La cadena láctea de la pampa en su conjunto presenta un alto ratio de autosuficiencia hídrica total del 67,2%. La alta participación de la producción primaria en el volumen total de agua virtual exportado brinda elementos adicionales en favor de la importancia del agregado de valor en origen a la producción primaria láctea provincial y reducción de la capacidad ociosa de la industria, para maximizar el valor monetario de la productividad del agua local.

Palabras clave: Huella hídrica, LCA, ecoeficiencia, Cadena láctea.

Abstract

The process of agriculturization of humid Pampas in Argentina pressed strongly to the intensification of the livestock and dairy to maintain their competitiveness. La Pampa province is not alien to this process. In recent years, the dynamics of the productive transformation of this sub-humid region, and the growing water demand carrying out the processes of intensification of dairy systems, encourage the monitoring of efficiency of use of the resource. They were determined the water footprints of the main products of the dairy chain in the province of La Pampa: fluid milk and industrial cheese, by comparing the results of average systems with 3 systems with different degree of intensification and scale. Its water eco-efficiency in terms of milk production was compared using the methodology Life Cycle Assessment (LCA), on the basis of indicators of Virtual water.

Animal food base, in particular supplementation, widely is the main determinant of the Virtual water indicator for dairy products analysed. The lowest value of the indicator was presented in variants of intensive, being that the productivity of the system more outweighing the intensity of use of the resource. In the case of primary production, 828 liters of water per liter of fluid milk, with origin in the Mega Tambo system; and in the case of dairy industry, 7.476 litres of water per kilogram of cheese originating in the same system. The gap of eco-efficiency with respect to the system of representative of the basins was 24%. Economic valuation of water eco-efficiency significantly improved relative competitiveness in costs of intensive eco-efficient systems.

The pampa whole dairy chain presents a high ratio of total water self-sufficiency of 67.2%. The high participation of primary production in the total volume of virtual water exported provides additional elements in favour of the importance of the value added in origin to the provincial dairy primary production and reduction of excess capacity in the industry, to maximize the monetary value of the productivity of the local water.

Key words: Water footprint, LCA, ecoefficiency, milk chain.

Introducción

El desafío de la agricultura de nuestros días es producir más con cada vez menos recursos (tierras cultivables, energía, agua, etc.) para una población que se incrementa año tras año. La escasez de agua es un problema creciente en muchas regiones del mundo, del país y principalmente en las regiones áridas y semiáridas, aumentando la competencia del uso del agua entre agricultura/industrias y el consumo humano. Además el problema hídrico está íntimamente relacionado con la estructura de la economía (mundial, regional o local), muchas regiones o países han externalizado significativamente su huella hídrica al importar bienes de otros lugares donde requieren un alto contenido de agua para su producción. Este hecho genera una importante presión en los recursos hídricos en las regiones exportadoras.

En la actualidad, la industria agroalimentaria se ve cada vez más presionada por consumidores y reguladores para mejorar su performance ambiental y los mercados han comenzado a valorizar positivamente a las empresas con buenas gestiones ambientales de sus procesos productivos.

En Argentina, el modelo de crecimiento económico tiene sus cimientos en las exportaciones de origen agropecuario dada la abundancia relativa de sus recursos naturales. En este contexto, el modelo productivo configurado del sector agropecuario y factores de mercado conllevan a un proceso de agriculturización e intensificación generalizada de los sistemas productivos, con impactos sobre los servicios ambientales y también en la esfera socio-poblacional. La significatividad del proceso y sus consecuencias no son exclusivos de la región pampeana, muy por el contrario, las relocalizaciones de actividades y empresas agropecuarias lo hacen extensivo a todas las regiones del país.

Para el período 1994-2007 la superficie implantada con cultivos agrícolas a nivel nacional se duplicó, alcanzando las 22,8 millones de hectáreas (el 70% corresponde al cultivo de soja) (MAGyP, 2011). En la pampa húmeda, este aumento se ha dado a costa de tierras dedicadas a la ganadería desplazándose 3 millones de cabezas hacia otras regiones del país —el 60% hacia el NEA y el 30% hacia La Pampa-San Luis (Rearte, 2007).

En términos generales gran parte de la provincia de La Pampa se encuentra inserta en la región subhúmeda semiárida y árida central de Argentina, donde al proceso agriculturización de las zonas con mejores suelos, se suma el aumento del stock y carga animal de las regiones ganaderas. Especialmente en estos ambientes, donde las limitaciones y fragilidad de oferta de servicios ecosistémicos son estructurales, la eco-eficiencia de las prácticas productivas es condición necesaria relevante

no solo para la sustentabilidad ambiental, sino para la sostenibilidad económica de las mismas.

En La Pampa el número de tambos creció un 15% durante 2004-2007, con el consiguiente aumento del rodeo y producción de leche, alcanzando los 140 millones l/año y reforzando la tendencia expansiva de la actividad (Iturrioz e Iglesias, 2009). Se destaca que el 16% de los establecimientos concentran el 55% de la producción provincial y cinco mega tambos reúnen más del 30% de la misma.

Particularmente en las zonas subhúmedas-semiáridas los procesos de intensificación se desarrollan sobre la base de los recursos hídricos, siendo significativa la incorporación de nuevas superficies con riego de fuentes superficiales y subterráneas.

El proceso de agriculturización de la zona núcleo presiona fuertemente a la intensificación de las actividades ganaderas y lecheras, así como también a la relocalización de las mismas hacia otras zonas del país. La perspectiva de desarrollo de una nueva cuenca lechera en la zona semiárida con uso intensivo del recurso hídrico, y las mayores presiones que ejercen los procesos de intensificación de los sistemas lecheros y concentración de la producción sobre la oferta de este recurso, motivan la elección de esta cadena como caso de estudio.

A nivel regional, se han desarrollado indicadores de sustentabilidad de la producción agropecuaria en esta región (Viglizzo *et al.*, 2006; Cantú *et al.*, 2008), y estudiado distintos aspectos relacionados con la sustentabilidad del proceso de transformación productiva (Frank, 2009; Viglizzo *et al.*, 2010). Se ha evaluado el uso del agua en procesos de ordeño (Felice, 2009); y cuantificados aspectos relacionados con la oferta de RRHH de la provincia de San Luis.

Ahora bien, cuando se evalúa el impacto ambiental de un producto y la eficiencia en el uso de recursos naturales por parte de sus procesos de producción, es necesaria una visión sistémica, debido a que las cargas ambientales fácilmente pueden trasladarse entre procesos productivos y regiones geográficas (Iglesias, 2004).

Es necesaria una visión de cadena productiva, donde las evaluaciones de impacto ambiental de productos agroalimentarios y el criterio de eco-eficiencia contemplen todos los eslabonamientos productivos que constituyen las distintas fases del ciclo de vida de los productos, desde la extracción y producción de materia prima hasta el consumo final. Entre las metodologías de evaluación de impacto ambiental, la Evaluación del Ciclo de Vida (LCA- *Life Cycle Assessment*) es hoy la más comúnmente utilizada (Mattsson y Sonesson, 2003). Está explícitamente incorporada en las normas ISO 14040:2006, que provee homologación internacional, y es una he-

ramienta consistente para determinar la eco-eficiencia de los sistemas (Van der Werf y Petit, 2002).

Una ventaja de este enfoque metodológico es que admite esquemas y diseños simplificados en cuanto a la determinación de impactos, indicadores y tipo de datos. La simplificación es considerada parte inherente del proceso de definición de alcances y objetivos propios del estudio (Fase I) (Iglesias, 2004). Este tipo de estudios se denominan LCA simplificados.

Existen varios estudios de LCA en cadenas lácteas que evalúan las posibilidades de mejora de su performance ambiental, analizando la sensibilidad de indicadores de impacto como: uso de energía, GWP- emisiones de gases de efecto invernadero, acidificación, eutrofización, foto-oxidantes y ecotoxicidad, a variables de tamaño de planta, grado de automatización y las distancias de transporte (Eide, 2002); escenarios de intensificación de sistemas tamberos (Basset-Mens *et al.*, 2009). En términos generales, la producción primaria de leche, específicamente la fase agrícola, seguida por el packaging se identifican como puntos críticos en el ciclo de vida de la leche (Cederberg, 2003).

Otra línea de trabajos pertenecientes al campo del management de los Recursos Hídricos, se relacionan más directamente con la dimensión hídrica de los productos y procesos económicos, desarrollando metodologías de determinación de aspectos de su eficiencia hídrica. Se basan en la definición de indicadores de requerimientos de agua de productos: Agua Virtual (Allen, 1998) y Huella Hídrica (Hoekstra, 2003).

Este último indicador fue desarrollado para cuantificar (en volumen) y relocalizar el uso del agua dulce –no recuperable- a lo largo de toda la cadena de producción de un producto, hasta su consumo. Distingue entre “huella verde” (uso consuntivo de agua de lluvia almacenada en suelo); “huella azul” (consumo de agua subterránea o superficial) y “huella gris” (volumen de agua contaminada). Puede ser calculado tanto para un producto, como para cualquier grupo bien definido de consumidores (individuos, familia, ciudad, región o nación), o productores (empresas privadas, públicas o sectores económicos).

La convergencia instrumental del indicador de huella hídrica en el marco metodológico de LCA se dará hasta la fase de construcción del Inventario (Hoekstra, 2009).

Existen vastos inventarios de huellas hídricas de productos agropecuarios vegetales y animales (incluyendo leche fluida bovina), para muchos países del mundo, y Argentina (Chapagain y Hoekstra, 2003) y más recientemente (Mekonnen y Hoekstra, 2010). Los primeros inventarios fueron construidos con el objetivo de determinar

los volúmenes del flujo de agua virtual derivados del comercio internacional de productos agrícolas (Hoekstra y Hung, 2002), animales, y el análisis de huellas hídricas de las naciones (Chapagain y Hoekstra, 2003).

El presente trabajo pretende responder a la necesidad de profundizar los conocimientos de estos procesos de transformación productiva de la Provincia de La Pampa y su sostenibilidad. El propósito del estudio consiste en la comparación de la eficiencia de uso del agua de sistemas de tambo con diferente grado de intensificación, escala y uso de tecnología; la valoración económica de sus diferenciales de ecoeficiencia y evaluación del flujo de agua en la cadena láctea de esta región.

A tales efectos, se determinaron las huellas hídricas del queso y la leche fluida, principales productos lácteos provinciales, utilizando la metodología LCA e incluyendo indicadores de agua virtual.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un análisis LCA simplificado del uso consuntivo de agua por parte de la cadena agroalimentaria de la leche bovina de la provincia de La Pampa, contrastando la eficiencia de uso de agua verde y azul para distintos escenarios de intensificación de sistemas de tambo. No se incluyen en el análisis impactos sobre otro tipo de servicio ambiental proporcionado por el recurso hídrico: eutrofización, acidificación, etc. El cómputo del uso consuntivo se realizó mediante los indicadores de Agua Azul y Verde, adaptando los criterios metodológicos expuestos en Hoekstra *et al.* (2009) a los objetivos del presente estudio.

Se seleccionó un sistema de tambo más frecuente –Modal- y se contrastaron con tres sistemas de tambo con diverso grado de intensificación, escala y uso del recurso hídrico. El grado de intensificación se determinó en base al indicador de carga, y al porcentaje de materia seca (MS) aportada por la suplementación en relación al total de la cadena forrajera. Se realizó un estudio de caso de Planta Industrial de elaboración de Quesos, donde se relevaron los volúmenes de agua no recuperable utilizados en los diversos procesos de producción y limpieza y transporte-

Para cada uno de los sistemas evaluados, el consumo de agua por parte de la cadena forrajera y producción de grano para suplementación animal se determinó conforme la metodología desarrollada por Allen *et al.* (1998), utilizando para su cómputo el modelo AGROECOINDEX@v09. El agua virtual de los suplementos se obtuvo de la base de datos de AGROECOINDEX@v09, así como también la determinación del

consumo de agua de bebida animal. Se estimó el volumen de agua empleado en el proceso de aplicación y pulverización de productos agroquímicos a los cultivos, conforme al informe técnico de pulverizaciones agrícolas terrestres de PRECOP elaborado por Bogliani *et al.* (2005).

$$WF_{prod}(p) = \left[WF_{prod}(p) + \sum_{i=1}^y \frac{WF_{prod}(i)}{f_p(p, i)} \right] \times f_v(p) \quad \dots\dots (1)$$

La huella hídrica de un producto se define como el volumen total de agua dulce usada (directa o indirectamente) para producirlo, se la estima considerando el consumo y contaminación de agua en todas las etapas de la cadena de producción. El procedimiento de contabilización es similar para todos los tipos de productos derivados del sector agropecuario, industrial o de servicios (Hoeskstra *et al.*, 2009).

En donde $WF_{prod}(p)$ es la huella hídrica (o contenido de agua virtual) ($m^3/masa$) del producto-output (p); $WF_{prod}(i)$ es la huella hídrica del producto-imput (i) y $WF_{prod}(p)$ la huella hídrica (uso de agua) de las etapas de procesamiento que transforma los (y) imputs (materia prima) en los z productos finales (outputs), expresados en uso de agua por unidad de producto procesado (p) ($m^3/masa$). En los casos de estudio del presente trabajo, se determinaron los usos de agua de los procesos de rutina de ordeño para la producción primaria de leche y el consumo total de agua (no recuperada) de todos los procesos productivos de la planta industrial estudiada, discriminando el consumo de agua empleado en la fase de transporte de la materia prima a planta.

El parámetro $f_p(p, i)$ es el llamado “fracción producto” (o factor de conversión) y el parámetro $f_v(p)$ es la “fracción valor producto”.

La fracción producto de un output (p), que es resultado del procesamiento de un imput (i): $f_p(p, i)$ (masa/masa), se define como la cantidad del output ($W(p)$, masa) obtenida por unidad de imput ($W(i)$, masa):

$$f_p(p, i) = \frac{W(p)}{W(i)} \quad \dots\dots (2)$$

La fracción valor producto de un output (p): $f_v(p)$, (unidades monetarias/unidades monetarias) se define como el ratio entre el valor de mercado de ese producto en relación al valor de mercado agregado de todos los outputs ($p= 1$ a z) obtenidos a partir del imput (materia prima):

$$f_v(p) = \frac{\text{precio}(p) \times W(p)}{\sum_{(p)=1}^z [(\text{precio}(\dots)] p) \times W(p)} \dots (3)$$

Específicamente, la huella hídrica de la leche de tambo (fluida) puede expresarse por la ecuación (1), para $WF_{prod}(p=leche)$ y $f_p(p, i) = 1$; con $WF_{prod}(leche) = CRo / \gamma_{RS}$ CRo: consumo de agua en rutina de ordeño ($m^3/año$); $\gamma_{R,S}$: producción de leche del sistema R,S (litros/año). $WF_{prod}(i)$ vendrá dado por el consumo de agua virtual total de la base alimentaria animal por unidad de producto del sistema (leche):

$$WF_{prod}(i) = \left(\frac{AVT^{R,S} \times f_v(leche)}{\gamma_{RS}} \right) \dots (4)$$

Para los productos lácteos industriales, su huella hídrica vendrá dada por la ecuación (1) para $WF_{prod}(p=Ind_i)$; $WF_{prod}(i=leche)$:

$$WF_{prod}(Ind_i) = \left[WF_{prod}(Ind_i) + \sum_{i=1}^y \frac{WF_{prod}(leche)}{f_p(Ind_i, leche)} \right] \times f_v(Ind_i) \dots (5)$$

Donde: $WF_{prod}(Ind_i)$ es la huella hídrica del producto lácteo (i) $WF_{prod}(leche)$, es el contenido de agua virtual de una unidad de materia prima (leche cruda), $(\frac{1}{f_p(Ind_i)})$ el factor producto del producto industrializado (i), expresado como cantidad de materia prima por unidad de producto industrial. $WF_{prod}(Ind_i)$ es el uso del agua en las etapas de procesamiento industria, expresados en m^3 por unidad de producto procesado (p) ($m^3/masa$). Los procesos relevados comprenden volúmenes de agua no recuperable utilizados en lavado de tanques, equipos UHT, limpieza CIP, instalaciones, vestuarios y limpieza del camión cisterna (detallados en los inventarios respectivos).

El subsiguiente paso para determinar la huella hídrica de una cadena productiva es calcular los flujos de agua virtual de entrada y salida del ámbito provincial, resultantes de la importación y exportación de productos primarios e industriales. Esto se realiza mediante la agregación de los contenidos de agua virtual de cada producto de la cadena: $WF_{prod}(Ind_i)$, $WF_{prod}(leche)$ identificando aquellos que se exportan, consumen o procesan localmente y los que se importan para su consumo final. Se utilizaron estadísticas oficiales de volúmenes de producción agregados totales de la provincia de La Pampa por tipo de producto y relevamientos propios. Se determinó el flujo de agua virtual importada por el consumo de lácteos extra provinciales a partir de los patrones de consumo nacionales por tipo de producto lácteo (kg/hab/año) publicados por MAGyP (2011b).

De esta forma, la huella hídrica total de la cadena $HH_C(Hm3)$ vendrá dada por:

$$HH_C(Hm3) = \left\{ \sum_{j=producto}^{i=sector} WF_{prod}^j \times Q_j^i - \sum_{j=leche}^{PP} WF_{prod}^{PP} \times I_{leche} + AVM^{Cons}(Hm3) \right\} \dots (6)$$

Para $i =$ (producción primaria, industria)

Donde:

Q_j^i es el volumen de producción total provincial del producto j del sector i de la Cadena; WF_{prod}^j es la huella hídrica del producto lácteo j de del sector i ; I_{leche} es el volumen de producto primario provincial (leche) destinado al abastecimiento de industria local; WF_{prod}^{PP} es la huella hídrica del producto primario (leche) y AVM^{Cons} es el agua virtual importada en los productos lácteos extraprovinciales consumidos en la provincia.

Entre los criterios de valoración económica, se evaluó la adecuación de la metodología *Life Cycle Cost Analysis* al objetivo planteado. Este enfoque es el propuesto por el marco metodológico general de referencia (LCA) para la integración de los aspectos económicos en el análisis y evaluación de la costo-efectividad de los procesos de producción y productos alternativos, ajustados al objetivo de eco-eficiencia (Norris, 2003). Se construyeron los inventarios de costos efectivos del agua (CEf) en base a los costos de extracción de la misma: costos directos (consumo de energía eléctrica o gasoil, mantenimiento y reparaciones), costos indirectos (amortizaciones de equipos y pozo). Posteriormente, se complementó el análisis de costo efectividad con criterios de evaluación de aspectos económicos de huella hídrica, ya que el impacto económico de una huella hídrica está relacionado con la ineficiencia de uso de agua (Hoekstra, 2009).

En concordancia con el criterio económico propuesto por Hoekstra (2009), y a los efectos de las aproximaciones de análisis y discusión de resultados en el marco de un modelo teórico deductivo marginalista, según la tipología de Young (2005), se construye el indicador de Productividad global actual del agua en el sistema ($PGA^{S,R}$) como la función inversa de huella hídrica del sistema:

$$PGA^{S,R} = \frac{1}{WF_{prod}(leche)} \dots (7)$$

Finalmente, se aproximan los aspectos económicos asociados con la comparación de la ecoeficiencia entre sistemas, mediante la estimación del impacto negativo sobre el excedente económico del productor, derivado de no utilizar la tecnología disponible más eficiente, es decir, la que logre mayores productividades globales del agua para el sistema:

$$CeH = P_{leche} \times (PGA^p - PGA^a) \dots\dots (8)$$

Donde *CeH* es la costo-eficiencia hídrica o pérdida económica por unidad de agua; P_{leche} el precio del producto primario en pesos (leche); PGA^p la productividad global potencial del agua en el sistema (litro leche/litro de agua); PGA^a la productividad global actual del agua en el sistema (litro leche/litro agua). Se asumen los siguientes supuestos simplificadores: (a) la productividad global potencial del sistema es equivalente a la productividad *actual* del mejor sistema bajo estudio; (b) la productividad potencial del agua puede alcanzarse al mismo costo que la productividad actual; (c) el precio del producto es homogéneo.

El Costo Económico Total (*CET*) como criterio para determinar la costo-eficiencia hídrica relativa de los sistemas productivos de tambo, vendrá dado por la suma del Costo Efectivo de extracción del agua (*CEf*), y el Costo de eficiencia hídrica (*CeH*):

$$CET = CEf + CeH \dots\dots (9)$$

Resultados y discusión

1. Inventario físico de la Producción Primaria: base alimentaria.

Los resultados de cálculos de consumos de agua totales por sistema evaluado para la base alimentación animal (cadena forrajera y suplementación), bebida y pulverizaciones, son tabulados a continuación (Tabla 1).

Los mayores volúmenes de consumo de agua (m³/año) se manifiestan ampliamente en la producción de materia seca interna del sistema (cadena forrajera) y en la suplementación externa. En los sistemas menos intensivos, la participación de los consumos de agua de los recursos alimenticios internos es mayor (más del 70% para los casos Modal (M) y Extensivo (E)). En los sistemas intensivos más del 50% del consumo de agua constituye agua virtual importada al sistema a través de suplementos externos.

	Sistema			
	Modal	Extensivo	Intensivo PE	Mega Tambo
<i>Vacas en producción (VO), cab</i>	196	500	66	2185
<i>Producción diaria, l/día</i>	4680	10750	1100	59651
<i>Producción anual, miles de L/año</i>	1708	3.923	402	21772
<i>Sup. Actividad de tambo, ha</i>	380	860	77	1255
<i>% de pasturas perennes</i>	44%	55%	52%	29%
<i>Producción por ha, l leche/ha/año</i>	4495	4563	5233	17349
Balance forrajero interno, Kg MS Cons/kg MS Prod		0,85	1,19	3,72
<i>Precipitaciones, mm/año</i>	700	700	700	720
Consumo de agua cadena forrajera mm/ha	517,6	444,5	486,6	574,3
Consumo de agua cadena forrajera , m³/año	1.966.880	3.249.295	374.682	7.207.465
Consumo de agua suplementos externos ,m³/año	0	1.606.000	456.250	10.647.416
Consumo de agua total bebida, m³/año	2.592	15.513	2.592	67.425
Uso agua -Pulverizaciones (protec. Cultiv.), m³/año	85	143	13	520
Consumo de agua total, m³/ha/año	5.183	5.664	10.825	14.281
<i>Fracción valor Producto -leche- (% IB)</i>	0,94	0,95	0,90	1,00
Consumo de agua total, m³/litro de leche/año	1,08	1,18	1,86	0,82

Tabla 1- Inventario Producción Primaria: Alimentación.

Se destaca la alta intensidad de uso de agua por parte de los sistemas intensivos en relación a los sistemas Extensivo y Modal. Los volúmenes promedio de consumo de agua totales anuales por unidad de superficie (m³/ha/año) de los sistemas Modal y Extensivo, representan el 30% del volumen promedio de consumo de los sistemas intensivos.

2. Inventario físico de la Producción Primaria: rutina de ordeño

Se construyó el inventario en base a datos relevados (Tabla 2) por mediciones realizadas para La Pampa de Felice (2009).

	Sistema			
	Modal	Extensivo	Intensivo PE	Mega Tambo
<i>Consumo de agua en rutina de ordeño, l/día</i>	6.209	31.391	3.246	310.500
<i>Consumo de agua en rutina de ordeño, l/VO</i>	32	63	49	142
<i>Consumo de agua en rutina de ordeño, m³/año</i>	2.266	11.458	1.185	113.333
<i>Consumo de agua en rutina de ordeño, l agua/l leche</i>	1,3	2,9	2,9	5,2

Tabla 2 - Inventario Producción Primaria: Ordeño

En todos los casos relevados existen sistemas de reutilización del agua; principalmente la resultante del proceso de refrigeración (placa de refrescado) se almacena y destina a bebida animal. Estos volúmenes reutilizados no se computan como consumo, evitando duplicaciones.

A diferencia de lo que ocurre con la relación de volumen consumido de agua de la base de alimentación animal y producción de leche, se destaca que la productividad de las variantes de sistemas de gran escala estudiado (Mega Tambo) no compensa el mayor volumen de agua utilizado en la rutina de ordeño, presentando los mayores valores relativos, levemente superiores los 5 litros de agua por litro de leche de extracción.

III.3 Inventario económico de la Producción Primaria: Costos

Los valores monetarios del m³ de agua se determinaron en base al costo de extracción de la misma, computando: i) costos directos: consumo de energía eléctrica o gasoil, mantenimiento y reparaciones, mano de obra; ii) indirectos: amortizaciones de equipos y pozos (Tabla 3).

	Alimentación (Bebida)	Rutina ordeño
<i>Modal</i>	0,275	0,275
<i>Extensivo</i>	0,136	0,136
<i>Intensivo PE</i>	0,448	0,448
<i>Mega Tambo</i>	0,118	0,118

Tabla 3 - Costo del agua (extracción)- \$ por m³ de agua.

La alta proporción de los costos indirectos en el costo efectivo de extracción del agua y su licuación asociada con el mayor volumen de extracción, explica que el costo unitario (\$/m³) disminuya con la escala del establecimiento (casos Extensivo y Mega tambo).

Similar situación se observa con la licuación de costos fijos directos en los costos unitarios del agua de riego por manto (casos Modal e Intensivo PE), asociada a los volúmenes de aplicación.

4. Inventario físico y económico de Transporte y Producción Industrial

Se construyó el inventario en base a datos relevados mediante encuesta técnica elaborada a referentes técnicos de la planta (Tabla 4).

Procesamiento, litros de leche/día	20.000
Conversión, %	11,8%
Producción diaria	2.000kg
Producción anual	624.000 kg
Consumo de agua Transporte (limpieza), m³/día	3,65
Consumo de agua Transporte (limpieza), m³/año	1.332
Consumo de agua en Planta, m³/día	46,7
Consumo de agua en Planta, m³/año	17.027
Consumo de agua Transporte (limpieza), litros agua/litros leche	0,16
Consumo de agua en Planta, litros agua/litros leche	2,08*
Costo del m³ de agua (promedio 2010), \$/m³	0,165
Gasto anual de agua en Planta, \$	2.799
Gasto anual de agua en limpieza camión cisterna, \$	220

* Correspondiente a la leche procesada para la elaboración de queso. Fracción producto 0,9.

Tabla 4 - Inventario Transporte y Producción Industrial (Producto Queso).

5. Determinación del Agua Virtual de la producción primaria: comparación entre sistemas.

Entre el conjunto de casos analizados, el sistema **Mega Tambo** presentó el menor indicador de agua virtual: 828 l/agua/lleche. El mayor valor del indicador correspondió al sistema **Intensivo PE**: 1.867 l/agua/lleche (Tabla 5).

Se observa un valor del indicador de AV Medio de 1.241 l/agua/lleche, y una dispersión relativa (CV) para los sistemas tamberos del 35,7%.

	Sistema			
	Modal	Extensivo	Intensivo PE	Mega Tambo
Alimentación total, litro agua/litro leche/año	1.084	1.184	1.862	823
Rutina de ordeño, litro agua/litro leche/año	1,33	2,92	2,94	5,21
Agua Virtual total-Tambo, litro agua/litro leche/año	1.085	1.187	1.865	828

Tabla 5 - Determinación del Agua Virtual de la Producción Primaria: casos de estudio.

En cuanto a la intensidad de uso del recurso y productividad del sistema por unidad de superficie, los sistemas **Modal** y **Extensivo** arrojaron los menores niveles. Mientras que para el Sistema Modal los valores son 5.183 m³/ha/año y 4.495 l leche/ha/año, respectivamente. (Figura 1).

Si bien se observa que la productividad más que compensa la intensidad de uso del recurso de los sistemas más intensivos, cabe destacar que la mayor intensificación del sistema se corresponde con una mayor proporción de agua virtual externa incorporada a la base de alimentación animal a través de la suplementación (Materia Seca –MS- externa). Esta fuente constituye el principal factor contribuyente en el indicador para los sistemas Intensivos PE y Mega Tambo, mayor al 50% en todos los casos.

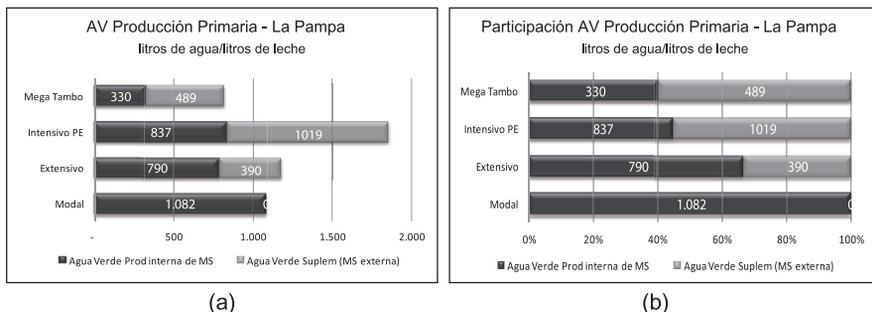


Figura 1: Agua Virtual azul y verde de la Producción Primaria, por componente: (a) volumen; (b) participación porcentual.

Particularmente, en los casos de estudio de sistemas intensivos se observa aún una mayor preponderancia del AV de suplementación externa al sistema, cercana al 60% para los casos Mega Tambo y Intensivo PE. El sistema Modal no importa AV al sistema, puesto que produce la totalidad de los suplementos que utiliza en su ración.

La Producción Primaria y, en particular, la base alimentaria animal constituye ampliamente el principal determinante del indicador de Agua Virtual, explicando más del 99% de su valor; de ahí la importancia de la consideración de las variantes de sistemas de tambo.

6. Determinación del Agua Virtual de la producción industrial y relaciones de abastecimiento: caso Queso.

Conforme a la ecuación 5 (sección II) se determinaron los contenidos de agua virtual de un kilogramo de Queso (tambo quesería), envasado y listo para ser distribuido. El menor valor del indicador de Agua Virtual se presentó en las variantes de abastecimiento de sistemas intensivos. En el caso de de La Pampa, 7.476 litros de agua por kilogramo de queso con origen en el Sistema Mega Tambo (Tabla 6).

	Sistema			
	Modal	Extensivo	Intensivo PE	Mega Tambo
Alimentación total, litro aguallitro lechelaño	1.084	1.184	1.862	823
Rutina de ordeño, litro aguallitro lechelaño	1,33	2,92	2,94	5,21
Transporte, litro aguallitro lechelaño			0,18	
Planta industrial, litro aguallitro leche			2,32	
Fracción valor producto			0,9	
<i>Agua virtual por unidad de materia prima procesada, laguallleche</i>	979	1.071	1.680	748
<i>Leche UHT-Factor producto*, llechel/leche UHT</i>				
Leche UHT -Agua Virtual, litro de aguallitro de leche UHT				
<i>Queso - Factor producto*, llechel/Kg. Queso</i>			10	
Queso-Agua Virtual, litro de aguallkg. Queso	9.786	10.705	16.802	7.476

* Corresponde a la inversa de la fracción producto (1/fp) para expresar el indicador de agua virtual en unidades de producto final (unidad funcional definida). La fracción producto de 1lt de leche UHT es 0,995. En el caso del queso, se considera una fracción producto de 0,1, promedio para los tres tipos de quesos (pasta blanda, dura y semidura).

Tabla 6 - Determinación del Agua Virtual de los Productos Industriales: Leche UHT y Queso, por Sistema productivo.

7. Agua Virtual y Comparación de la eficiencia hídrica de los sistemas.

Un primer aspecto resulta de la estrecha relación positiva que existe entre intensidad de uso del recurso hídrico (consumo de agua en m³/ha/año) y la productividad del sistema (producción leche/ha/año). Esta relación sugiere que, *en promedio*, cada litro de leche adicional por hectárea del sistema, se corresponde con 0,79 m³/ha de agua adicionales. Lo anterior condice con los resultados presentados, donde el principal determinante del indicador de AV lo constituye el consumo de agua de la base alimentaria animal (producción o importación de MS).

La segunda relación, representada, refleja que menores indicadores de Agua Virtual se relacionan con mayores productividades de los sistemas, y éstas últimas con el grado de intensificación de los mismos. Notar que los menores valores de AV se corresponden con los sistemas intensivos: Mega Tambos (estabulados).

Entre los casos estudiados, los sistemas hídricamente más eficientes son aquellos en los que su productividad más que compensa la intensidad de uso del recurso.

Los sistemas intensivos con altas productividades (Mega Tambo y Intensivo PE) presentaron los menores indicadores de AV total; el principal factor contribuyente

al AV total de los sistemas intensivos estudiados lo constituyó el agua verde proveniente de la suplementación externa. Estos resultados sugirieron que:

- i. Si bien la productividad del agua virtual de los suplementos externos es menor a la observable en otras fuentes de alimentación dentro del sistema (a pesar de su mayor metabolización) -Tabla 6-, su existencia dentro de la ración de alimentación animal contribuye significativamente a la productividad global del agua del sistema en su conjunto.
- ii. No obstante, de ser posible técnicamente la sustitución de suplementación externa por fuentes internas (suplementos) más productivas hídricamente (mayores kg MS/mm), a igual eficiencia de conversión, sería posible reducir aún más el valor del AV del sistema, aumentando su ecoeficiencia hídrica.

Si comparamos los casos Mega Tambo y Extensivo notamos que el sistema Extensivo presenta similares valores de Productividad interna por mm (11,7 kg MS/mm) por ser sus pasturas eficientes en el consumo de agua, sin embargo, puesto que el sistema es de secano, a pesar de su eficiencia hídrica, el volumen de precipitaciones y los tipos de cultivos que la componen hacen que la producción total de MS por hectárea sea menos de la mitad de la que logra el sistema Mega Tambo.

Se destaca, entonces, que esta mayor producción de MS por unidad de superficie posibilita una mayor carga animal (teórica ajustada) que redundaría en una mayor producción de leche por hectárea que, *ceteris paribus* el resto de las variables determinantes de la productividad de leche del sistema, explicará buena parte de la mayor productividad global del agua de los sistemas intensivos eficientes, o que es lo mismo, un menor indicador de Agua Virtual y mayor ecoeficiencia hídrica.

8. Valoración económica y comparación entre sistemas.

Se construyó el inventario de costo efectivo-contable del agua a partir del costo de extracción de la misma o por su valor tarifario. La Tabla 7 presenta el costo efectivo del agua por unidad de materia prima (litro de leche).

	Alimentación	Rutina ordeño	Total Prod Prim	Transporte	Planta Queso	Costo AV total
<i>Extensivo</i>	0,00038	0,00040	0,0008			0,0011
<i>Modal</i>	0,00069	0,00037	0,0011			0,0014
<i>Intensivo PE</i>	0,00162	0,00132	0,0029	0,00003	0,00034	0,0033
<i>Mega Tambo</i>	0,00026	0,00058	0,0008			0,0012

Tabla 7- Costo Efectivo del agua (extracción)- \$ por litro de leche.

Si aproximamos el costo económico de la ineficiencia hídrica ambiental (costo eficiencia hídrica- **CeH**-), valuando indirectamente el agua verde a partir del diferencial en el Valor de la productividad global de agua del sistema, obtenemos los datos que se reflejan en la tabla 8.

	Modal	Extensivo	Intensivo PE	Mega Tambo	Media
Productividad media global del agua, L leche/L agua	0,0009	0,0008	0,0005	0,0012	0,0008
Valor de la productividad media del agua*, \$/litro agua	0,0012	0,0011	0,0007	0,0017	0,0011
Costo ambiental Agua** \$/L agua (1)	0,0005	0,0006	0,0010		0,0006
Litros de AV excedentes (2)	258	360	1.038		414
Costo Econ de la ineficiencia hídrica (CeH) \$/L leche (1)x(2)	0,13	0,21	1,08	0,00	0,27
Costo Efectivo Contable AV \$/l leche	0,001	0,001	0,003	0,001	0,002
Costo Económico Total AV \$/l leche	0,13	0,21	1,08	0,00	0,27

* Es la productividad media del agua por \$1,45 que es el valor del litro de leche.

** Diferencial del valor de productividad global media respecto del sistema más eficiente (es la Costo eficiencia hídrica-CeH- unitaria).

Tabla 8 - Aproximación de la valoración económica total del agua, comparación entre sistemas.

Entre los sistemas estudiados en La Pampa, se destaca el elevado costo de ineficiencia hídrica del sistema Intensivo PE, reflejando su vulnerabilidad sistémica desde el punto de vista del uso eficiente del recurso hídrico; y la ventaja competitiva en costo eficiencia hídrica del sistema MT, respecto del resto de los sistemas bajo estudio.

En relación a la transposición de los presentes resultados a escala local (cuenca) o regional, caben las consideraciones que a continuación se manifiestan.

La productividad económica potencial del agua en una cuenca será mayor a la actual si el agua puede ser redistribuida entre aquellos lugares o propósitos (productivos) donde la misma tenga mayor valor agregado (Hoekstra, 2009). Es decir, donde el valor de su productividad sea mayor.

Hoekstra (2009), observa que los cultivos de alto valor como los intensivos, proporcionan una mayor productividad económica del agua que los cultivos extensivos, por lo que parecería atractiva la relocalización del agua en favor de los primeros, especialmente en las áreas donde el agua es relativamente más escasa. Sin embargo, en cuanto a la redistribución del agua para grandes escalas, reconoce que existen otros factores que deben ser tenidos en cuenta además de los estricta-

mente económicos, como por ejemplo, factores relacionados con cierto grado de deseable de autosuficiencia alimentaria (cereales) o disponibilidad de materia prima local en ciertas regiones o cuencas.

9. Determinación del Flujo de Agua Virtual y Huella Hídrica de las Cadenas Lácteas de La Pampa y de sus principales productos.

Se estimó el flujo de Agua Virtual y la Huella Hídrica de la Cadena Láctea para el año 2005, en base a la caracterización de la estructura de la Cadena Láctea Provincial y flujograma de producto 2005, realizados por Iturrioz e Iglesias (2009). y el dimensionamiento del mercado local a partir de los patrones nacionales de consumo de lácteos por habitante publicados por MAGyP (2011).

La Huella Hídrica total de la Cadena Láctea de La Pampa es de 224,4Hm³, hallándose que el Consumo local de lácteos añade 46,1 Hm³ de Agua Virtual a la Huella Hídrica de los productos de la Cadena (178 Hm³), a través de la importación de productos lácteos de origen extraprovincial.

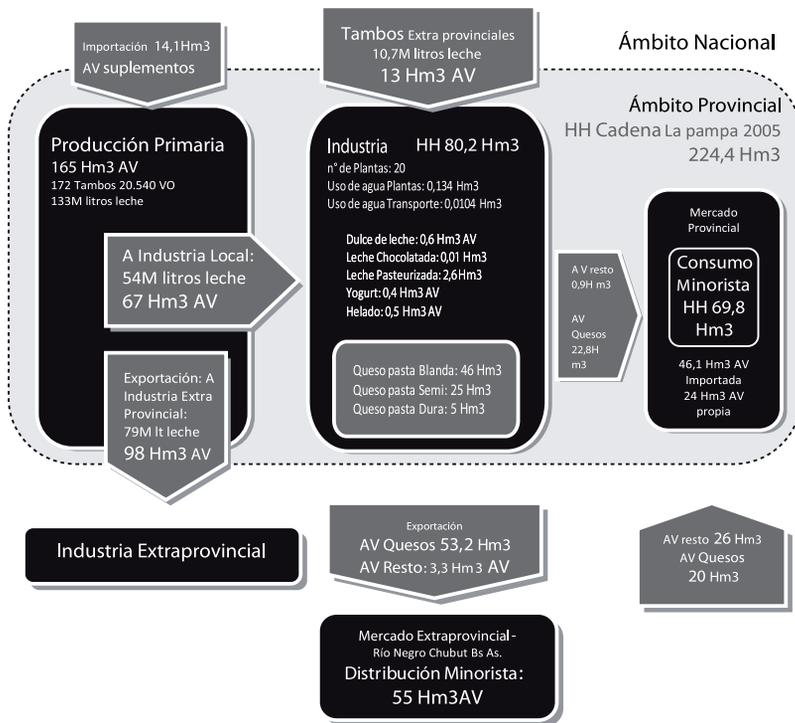


Figura 2: Flujo de Agua Virtual de la Cadena Láctea de la Pampa, año 2005.

La cadena láctea de La Pampa es exportadora neta (AVX-AVM) de Agua Virtual en su Producción Primaria por un valor estimado de 84 Hm³. De total de AV de la Producción Primaria, un 40% es incorporado a la Industria local.

Dados sus volúmenes de producción y las particularidades del flujo comercial de sus productos, la Industria provincial es también exportadora neta de Agua Virtual por un valor estimado de 42,2 Hm³, principalmente AV en Quesos. El 83% del total de la Huella Hídrica de la Industria (80,2 Hm³) es de origen local, y se exportan 53,2 Hm³ de AV en Quesos comercializados fuera del ámbito provincia (Figura 2).

La Huella Hídrica del Consumo provincial de lácteos, estimada en 69,8 Hm³, se compone un 66,1% de Agua Virtual importada de otras provincias.

A nivel agregado, la Cadena Láctea provincial, es exportadora neta de Agua Virtual, por un valor de 80,1Hm³.

La presente determinación del Flujo de Agua Virtual de la Cadena permite identificar ciertas características estructurales del flujo:

1. Producción primaria:

a. La alta participación de la huella hídrica de la producción primaria en el total de la Cadena provincial (74%) y la predominancia de su contenido de AV en el abastecimiento de la Industria local (83,5%), pone de manifiesto la importancia de la optimización de los niveles de productividad de leche de los sistemas tamberos que la componen, o que es lo mismo, aumentar la productividad del agua en estos sistemas.

b. Se hace propicio el desarrollo de políticas públicas de intervención que faciliten y favorezcan la incorporación de tecnologías para la mejora de los estándares de eficiencia productiva e hídrica de los establecimientos tamberos sesgados respecto de su óptimo regional, cerrando la brecha de eficiencia respecto de los niveles de productividad de establecimientos similares de otras provincias.

2. Industria

b. Su huella hídrica viene determinada casi en su totalidad por el AV de la materia prima incorporada en sus productos. Por lo que la preeminencia del abastecimiento local de leche cruda puede ser favorable desde el punto de vista de la minimización de su dimensión, solo en la medida que el AV por litro de leche cruda local promedio sea menor al AV del litro de leche cruda importado.

3. Consumo:

a. El patrón de consumo estimado para la provincia de La Pampa y las particularidades de la comercialización de los productos lácteos de la cadena, manifiestan un alto ratio de dependencia hídrica externa para el consumo del 66,1%, definido como el cociente entre la huella hídrica total del consumo de lácteos y el contenido de agua virtual de las importaciones para el consumo.

4. Generales

a. El patrón de abastecimiento de la Industria láctea provincial y el carácter de exportadora neta de Agua Virtual, manifiestan el alto ratio de autosuficiencia hídrica total de la Cadena: 67,2%, definido como la proporción de agua virtual interna respecto de la huella hídrica total de la Cadena. Análoga lectura respecto del bajo ratio de dependencia externa de agua virtual del 32,7%, explicado principalmente por la dependencia en el consumo.

b. Por el lado de la oferta: La valoración económica del flujo de exportaciones netas, donde una alta proporción de su volumen de AV presenta menor valor económico (materia prima), brinda un elemento adicional a favor de la importancia del agregado de valor en origen a la producción primaria láctea provincial y de la reducción de la capacidad ociosa de la Industria del 33% en promedio conforme a los datos presentados por Iturrioz e Iglesias (2009). Lo que se logra de este modo es aumentar el valor monetario de la productividad del agua local.

c. La maximización del valor de la productividad del agua implica también la minimización del costo económico asociado con la ineficiencia en el uso de agua, en este caso, por parte de una Cadena.

d. Por el lado de la demanda/consumo: puesto que un objetivo ambiental pretendería minimizar su huella hídrica, se haría relevante dinamizar en el consumo la sustitución por importación de agua virtual solo si las huellas hídricas de los productos importados son menores a las locales. Cuestión que podrá ser determinada con la generación de nueva información hídrica de los productos agroalimentarios por origen, en un contexto de análisis global del consumo provincial de productos agroalimentarios.

La Huella Hídrica de los productos de la Cadena Láctea de La Pampa se estimó en 178,3 millones de m³ (178,3 Hm³), de los cuales el 55% corresponde a Leche cruda exportada a otras provincias, el 43% a Quesos, predominantemente de pasta Blanda, y el 2% restante lo explican la Leche Pasteurizada, Dulce de leche, Helado, Yogurt y leche chocolatada (Figura 3).

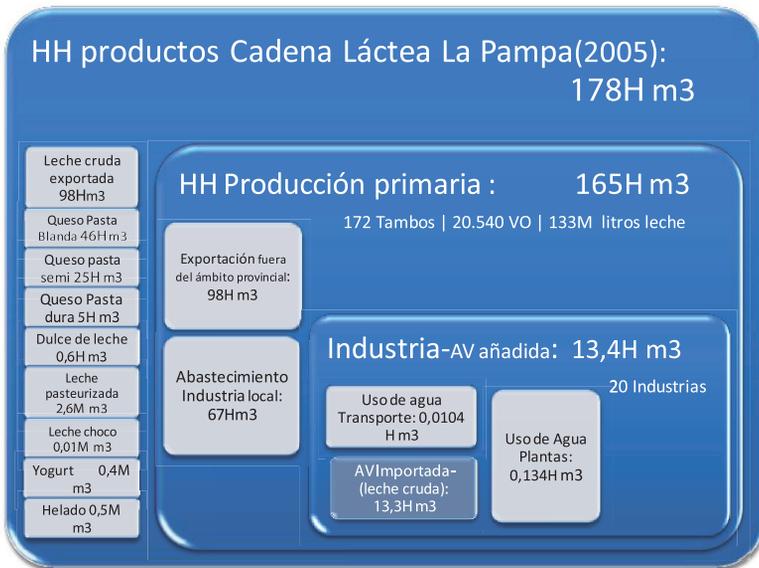


Figura 3 - Resumen de las huellas hídricas de los principales productos de la Cadena Láctea de la Provincia de La Pampa, año 2005.

En cuanto al origen del Agua Virtual de los productos de la cadena, el 92,5% de su HH tiene origen provincial, explicado por la huella hídrica de la producción primaria local. El 7,5% restante corresponde a 13,3 Hm³ de AV, contenidos en el abastecimiento de leche de origen extraprovincial.

Respecto de los productos lácteos industrializados en la provincia, el 83,3% de su contenido de AV es de origen provincial (67Hm³ por abastecimiento de leche provincial), y 16,7% extraprovincial (Figura 4).

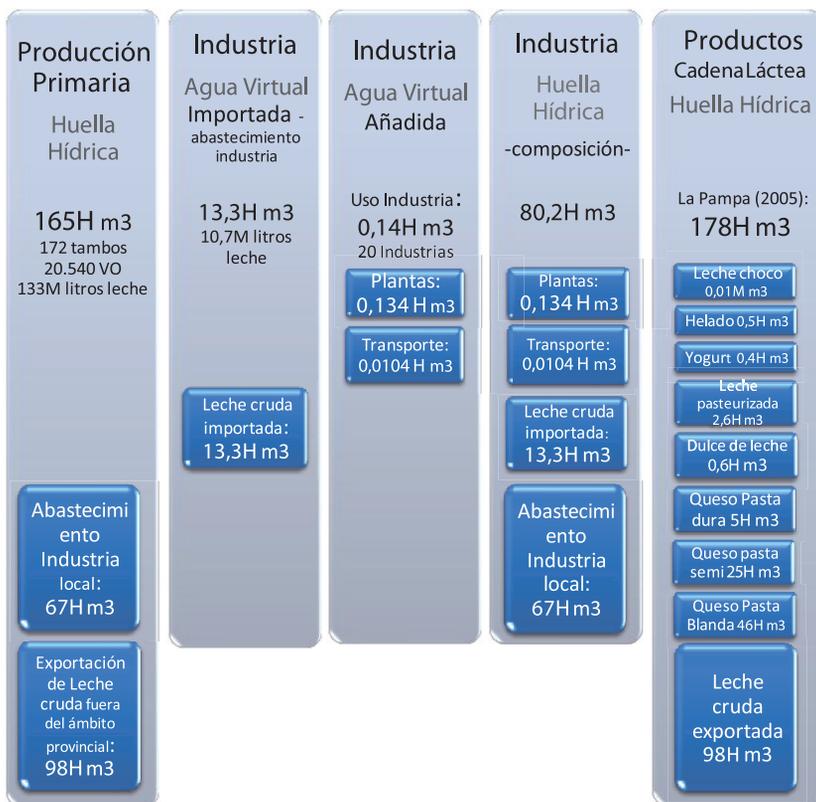


Figura 4 - Huella Hídrica de los productos de la Cadena Láctea de La Pampa, por componentes 2005.

Conclusiones

1. La cuantificación y valoración económica de “La Huella hídrica” y el “agua virtual” en la cadena agroalimentaria láctea aporta una importante información estratégica para la planificación futura de los recursos hídricos en las cadenas agroalimentarias y agroindustriales regionales. No solo para los gobiernos sino que también las instituciones de investigación y desarrollo, los consumidores y la sociedad en general que pueden jugar un papel importante para alcanzar una mejor gestión de los recursos hídricos en la región.

2. El presente trabajo realiza aportes a la convergencia entre el marco metodológico de referencia LCA y la instrumentación de indicadores de agua virtual y huella hídrica para las evaluaciones de impacto ambiental y económico.
3. El estudio de casos reales bajo un enfoque de sistema productivo, permite capturar factores de ineficiencia hídrica adicionales como desbalances en la cadena forrajera y cargas ineficientes; así como también las realidades y heterogeneidades productivo-tecnológicas de las regiones consideradas.
4. La producción primaria y en particular la base alimentaria animal, constituye ampliamente el principal determinante del indicador de Agua Virtual para los dos productos lácteos analizados, explicando el 99% de su valor. En los sistemas productivos estudiados, el agua verde constituye el principal factor contribuyente la huella hídrica de los productos lácteos estudiados, bajo todas las formas de abastecimiento a la Industria.
5. Los resultados obtenidos del análisis de casos proporcionan evidencia de una relación negativa entre la productividad por hectárea y huella hídrica. Esta mayor ecoeficiencia hídrica (productividad global del agua), se asocia a factores relacionados con la productividad del agua en términos de MS/mm, eficiencia en el balance de la cadena forrajera, eficiencia de conversión por nutrición adecuada en la utilización de suplementos externos al sistema, buen manejo y genética animal.
6. El patrón de abastecimiento de la Industria láctea provincial y el carácter de exportadora neta de Agua Virtual manifiestan la alta tasa de autosuficiencia hídrica total de la Cadena, del orden del 67,2%, definida como la proporción de agua virtual interna respecto de la huella hídrica total de la Cadena. La alta participación de la producción primaria en el volumen total de agua virtual exportado, brinda elementos adicionales en favor de la importancia del agregado de valor en origen a la producción primaria láctea provincial y reducción de la capacidad ociosa de la industria, para maximizar el valor monetario de la productividad del agua local.
7. Los aspectos relacionados con el análisis de la redistribución del agua entre actividades productivas deberán ser completos y no parciales. Es preciso involucrar no solo los aspectos económicos derivados del valor y productividades del agua, sino también todos aquellos otros aspectos económicos que no se incluyen la productividad estrictamente, así como también los sociales y ambientales (impactos intensivo-localizacionales).

Bibliografía

Allen RG, LS Pereira, D Raes, and M Smith., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper.

Basset CM, S Ledgard, M Boyes., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics* 68 (6), 1615-1625.

Bogliani M, G Masiá., A Onorato., 2005. Pulverizaciones agrícolas terrestres. Instituto de Ingeniería Rural INTA Castelar. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/iir/info/indices/tematico/dirpulverizacion.htm>

Cantú MP, AP Becker, JC Bedano (Eds.), 2008. Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios. Rio Cuarto: Fundación UNRC.

Carreño L, Viglizzo E., 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Buenos Aires: Ediciones INTA.

Cederberg C., 2003. Life Cycle Assessment of animal products. 19-34. En: Mattsson, B., Sonesson, U. (Ed). *Environmentally-friendly food processing*. England: CRC Press.

Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y. (2003). Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water Research Report Series n°13. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE. Disponible en: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

Eide MH ,2002. Life Cycle Assessment (LCA) of Industrial Milk Production. *Int J LCA* 7 (2), 115-126.

Felice G, 2009. Estimación del consumo de agua en tambos de la cuenca Norte de la Provincia de La Pampa durante la rutina de ordeño.. "Análisis de las articulaciones inter empresariales en la dinámica local y territorial de la cadena Láctea: el desafío de implementar buenas prácticas productivas y ambientales en cuencas lecheras de La Pampa". Proyecto PROFEDER. INTA No publicado.

Frank F, 2009. Metodología para estimar indicadores de sustentabilidad agro-ecológica y ambiental. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/anguil/info/agrecoindex.htm>

Hoekstra AY, PQ Hung., 2002. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Re-

search Report Series n° 11. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE. Disponible en: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

Hoekstra AY, 2003. Virtual Water. An Introduction. Virtual Water Trade. En: *Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Values of Water Research Report Series n° 12*. Delft, the Netherlands: UNESCO-IHE. Disponible en: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

Hoekstra AY, AK Chapagain, MM Aldaya y MM Mekonnen, 2009. Water footprint manual: State of the art 2009. Enschede, the Netherlands: Water Footprint Network. Disponible en: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

Iglesias D, 2004. "Relevamiento exploratorio del análisis del ciclo de vida de productos y su aplicación en el sistema agroalimentario". Buenos Aires: Ediciones INTA.

Iturrioz G y D Iglesias, 2009. "La cadena de la leche en la provincia de La Pampa"- en Análisis de la cadena de la leche en Argentina. Castellano et al. Estudios Económicos de los sistemas Agroalimentarios y agroindustriales N°4. 2009. Ediciones INTA.

Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP), 2011a. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Series y Estadísticas. Base de datos [en línea] < <http://www.sia.gov.ar/> >

Mattsson, B., Sonesson, U. (Eds.), 2003. Environmentally-friendly food processing. England: CRC Press.

Mekonnen MM, AY Hoekstra, 2010. The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products, Value of Water Research Report Series n° 48. UNESCO-IHE. Disponible en: <http://www.waterfootprint.org/?page=files/Publications>

Mekonnen MM, AY Hoekstra, 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15(5), 1577-1600.

Norris G, 2003. Integrating Economic Analysis into LCA. *Environmental Quality Management* 10(3), 59-64.

Rearte D, 2007. Informe de situación de la producción de carne vacuna argentina. Programa de producción de carne. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/actual/informes.asp>

Van der Werf HMG, J Petit, 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93, 131-145.

Viglizzo E, F Frank, J Bernardos, D Buschiazzo, S Cabo, 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environ Monit Assess* 117, 109–134.

Viglizzo EF, FC Frank, LV Carreño, EG Jobbágy, H Pereyra, J Clatt, D Pincén, MF Riccard, 2010. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17 (2), 959-973.

Young RA, 2005. *Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods*. Washington: RFF Press.

Estimación del valor económico total de los recursos hídricos en la cuenca del Río Huasco- Chile.

Estimation of the total economic value of water in the Huasco river basin in the Atacama Desert, Chile.

Autores: Alejandro León Stewart¹, Jorge Soto Winckler², Ricardo Marchant Silva³, David Messutto Zuñiga⁴. ¹Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. E-mail: aleon@renare.uchile.cl ²Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. E-mail: jsoto@renare.uchile.cl ³Departamento de Economía Agraria, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. E-mail: ricardo.marchant@vtr.net ⁴Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. E-mail: dmessutto@ug.uchile.cl

Título Breve: Valor económico total de los recursos hídricos.

Palabras Clave: Valor económico total del agua, Valoración contingente, Disposición a pagar.

Keywords: Total economic value of water, Contingent valuation, Willingness to pay.

Estimación del valor económico total de los recursos hídricos en la cuenca del Río Huasco- Chile.

Alejandro León Stewart, Jorge Soto Winckler,
Ricardo Marchant Silva, David Messutto Zuñiga.

Resumen

El agua en las regiones áridas suele ser el factor que limita una adecuada prestación de servicios de los ecosistemas, sobre todo cuando existen usos competitivos como es el caso de la cuenca del río Huasco, ubicada en el desierto de Atacama, una zona hiper-árida. El riesgo a una mayor escasez debido al consumo competitivo y no sustentable, sumado a proyecciones de menor oferta relacionado con el cambio del clima, motivaron al gobierno a considerar el concepto de caudal ecológico, con el objeto de asegurar la satisfacción de demandas económicas, sociales y ambientes de agua. Para ello se estimó el valor económico del agua mediante la utilización de dos herramientas: i) el valor de uso directo del agua, un valor de mercado obtenido mediante el análisis del registro de transacciones de derechos de aprovechamiento de agua del conservador de bienes raíces, y ii) la disposición a pagar por mantener la condición actual de provisión de agua, mediante valoración contingente, obteniendo los valores de existencia y herencia (en conjunto valor de no uso), y los valores de uso indirecto y opción. La suma de los valores de uso y no uso, permiten estimar el valor económico total. Dicho valor mejoraría la información disponible para las autoridades, al incluir, mediante valores económicos estimados, las funciones, servicios o bienes que actualmente no cuentan con un precio de mercado y que en consecuencia pueden ser sub-valorados en el proceso de toma de decisiones. El valor de uso del agua en la cuenca del Huasco para el 2012 se estimó en US\$220487571. En cuanto a la valoración de los usuarios, un 88.2% está dispuesto a pagar, lo cual en términos monetarios implica US\$130557 asociados al valor de no uso y US\$32557 para el valor de opción. El valor económico total del agua superficial del Huasco llega a US\$220650685.

Palabras claves: Valor económico total del agua, Valoración contingente, Disposición a pagar.

Abstract

Water in the arid regions of the planet is usually the factor that limits an adequate provision of ecosystem services, especially when there are competing uses. Such is the case in the Huasco river basin, located in the hyper-arid Atacama Desert in Chile. This basin has three medium- to small-size cities, large copper mines, agriculture, cattle that together threaten the future provision of fresh water due to increased consumption. The risk of facing future shortages because of unbalanced consumption vs. water recharge moved the local government to fund a research project aimed at estimating the total economic value (i.e., use and non-use values) of water in order to have scientific information to enlighten the future decision-making process in terms of the development of an integrated water resource management policy. Thus, we applied a survey to a sample of urban and rural dwellers (such as farmers, ranchers, miners, wetland managers), and interviewed several local experts and public servants. We thus estimated the willingness to pay for water conservation of different stakeholders, and the main actors' opinion regarding the needs for improved management in a water-scarce basin.

Keywords: Total economic value of water, Contingent valuation, Willingness to pay.

Introducción

La cuenca del Río Huasco se encuentra ubicada en la Región de Atacama, Chile. Tiene una superficie de 9850 km² y se divide en tres subcuencas: Río Tránsito, Río Carmen y Río Huasco (Figura 1) (IGM, 1994; CAZALAC, 2011). Su clima y geología permiten la coexistencia de las diferentes actividades productivas, como la minería, principalmente de cobre, oro, plata, hierro y molibdeno, así como cuarzo, mármol y baritina; la actividad agropecuaria, principalmente orientada a la producción de uva de mesa para la exportación, uvas de diferentes variedades para la producción de piscos, olivos y hortalizas, y producción de carne de cerdo a nivel industrial (CAZALAC, 2011; DGA, 2009).

La cuenca del Huasco se divide en cuatro secciones de almacenamiento y conducción de agua para riego, según define la Junta de Vigilancia del Río Huasco (Figura 1): 1ª sección Río del Carmen, 2ª sección Río del Tránsito, 3ª sección Río Huasco entre la confluencia del río Carmen y Tránsito hasta la ruta 5 norte y la 4ª sección río Huasco desde la ruta 5 norte hasta su desembocadura. Bajo la confluencia de los ríos Carmen y Tránsito se emplaza el embalse Santa Juana, con 170 millones de m³ de capacidad, que otorga seguridad de riego al valle. En tanto, el acuífero presente se subdivide en seis secciones: Aguas Arriba del embalse Santa Juana, Vallenar Alto y Bajo, Freirina Alto y Bajo y Huasco Desembocadura (CAZALAC, 2011; DGA, 2007).

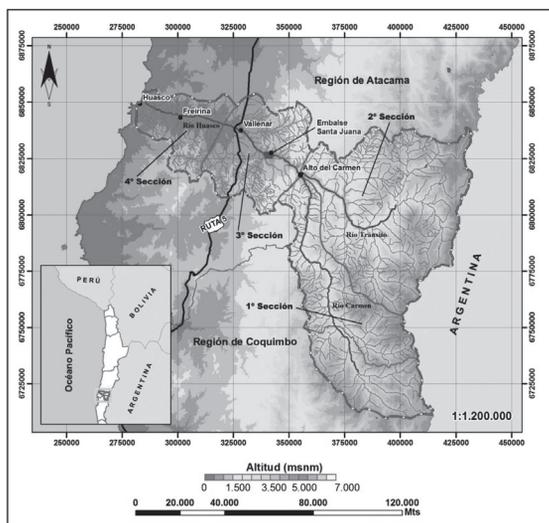


Figura 1: Secciones del Río Huasco

Fuente: Elaboración propia, 2012

El Código de Aguas chileno considera el agua como un bien nacional de uso público, pero al mismo tiempo existen derechos de propiedad denominados derechos de aprovechamiento de aguas (DAA), los cuales constituyen un bien privado que pueden ser objeto de comercio en el mercado. En particular, en la cuenca del Huasco el 64.6% de los derechos de aprovechamiento se concentran en la tercera sección del río, con 45 canales de riego. En contraste, la segunda sección cuenta con 13.3% de los derechos de aprovechamiento, con 149 canales de riego, lo que representa un 47% de los canales de la cuenca. La tercera sección cuenta con 1616 DAA (13.7%) y 23 canales de riego y finalmente la primera sección cuenta solo con 966 DAA (8.2%) y 98 canales de riego. Por su parte, la disponibilidad de agua del acuífero, especialmente en los sectores Huasco Desembocadura y Vallenar Alto se encuentra superada por la demanda actual: por ejemplo, Huasco Desembocadura lo está en un 277% (CAZALAC, 2011; DGA, 2007).

El aumento de la demanda de aguas subterráneas se debe al aumento de los precios de los derechos de aprovechamiento de aguas superficiales provocado por la mayor actividad económica en la cuenca, principalmente de carácter minero. Este aumento de precios ha afectado a la producción agrícola, ya que se ha generado una migración de derechos desde la agricultura hacia la minería. Si a esto se suma la escasez hídrica que ha afectado a la mitad norte de Chile durante los últimos cuatro años (2009-2012), se establece un escenario conflictivo en los próximos años (CAZALAC, 2011), especialmente debido al bajo nivel de precipitación normal de esta cuenca.

Por ello, el gobierno local de la cuenca del Huasco ha explorado el uso de “caudales ambientales” como una herramienta para asegurar la compatibilidad entre los diferentes usos y necesidades. Para este propósito una agencia gubernamental pidió una evaluación de los recursos hídricos en términos económicos, sociales y ambientales en la cuenca. El método aplicado proporciona una estimación del valor económico total del agua en la cuenca del río Huasco.

El Objetivo general de este trabajo consistió en estimar el valor económico total actual del agua en la cuenca del río Huasco. Para ello se determinó el valor de uso directo del agua en la cuenca del río Huasco, y se estimó la disposición a pagar para obtener los valores de uso indirecto, opción, existencia y herencia.

Métodos

Estimación del valor de uso directo: Se utilizó la metodología propuesta por la Dirección General de Aguas de Chile (DGA, 2010). Los precios de transacciones (compra-ventas) de derechos de aprovechamiento de aguas (DAA) se obtuvieron

a partir de los registros del Conservador de Bienes Raíces (CBR) de Vallenar. Los registros corresponden a información pública (MINSEGPRES, 2008).

La evolución de los precios de los DAA se realizó a partir de 1998, dado que antes los registros no permiten discriminar entre el precio de venta del agua y del suelo. Luego se procedió a realizar algunas operaciones de estadística descriptiva, y la corrección de los datos mediante criterio experto. El criterio experto permitió el 'ajuste', a través de datos aportados por los presidentes de los seis canales con mayor número de transacciones, así como la información aportada por funcionarios de la Junta de Vigilancia del Río Huasco, de las ventas de DAA del CBR.

Los valores obtenidos se expresaron como valor presente al 2012. Luego, el precio resultante de un derecho de agua en 2012 se multiplicó por el número total de DAA en la cuenca para calcular el 'valor de uso directo'. En cada año, se utilizó un tamaño de muestra más grande de lo necesario a fin de garantizar la representatividad de los resultados.

Estimación de la disposición a pagar para obtener los valores de uso, opción, existencia y herencia: Mediante el método de valoración contingente se consultó a una muestra significativa de usuarios de agua que viven en la cuenca su disposición a pagar (DAP) por mantener la disponibilidad actual de agua en la localidad donde vive cada cual. Para ello se diseñó y aplicó un cuestionario para determinar, entre otras variables, la disponibilidad actual de agua en su zona. El método de valoración contingente corresponde a un directo método de valoración económica aplicada en la ausencia de mercados, lo que permite generar un mercado teórico (Casimiro, 2002). Dicho método se ajusta a las necesidades del caso, dado que es capaz de calcular, por ejemplo, el valor económico total de un bien o servicio ambiental, debido a que puede estimar los valores de uso (uso indirecto) como los de no uso (Cristeche y Penna, 2008).

Los encuestados fueron seleccionados de los sectores agrícola y minero, ya que ambos son los que más agua demandan en la cuenca. Estos usuarios se clasificaron en tres categorías: i) los agricultores de subsistencia, que corresponden a familias rurales que producen para el autoconsumo y cuentan con un área de cultivo de regadío menores a cinco ha; ii) los productores agrícolas o agricultores que venden la producción en el mercado y tienen más de cinco hectáreas de regadío, pero no son empresas exportadoras o agroindustriales, y iii) las empresas agrícolas de exportación y/o agroindustriales, junto con mineras y otras grandes corporaciones.

El censo agrícola (INE, 2007) indica la existencia de 1555 agricultores de subsistencia, 531 productores agrícolas, y 55 empresas (CAZALAC, 2011; DGA, 2009).

El cuestionario se testeó con 15 agricultores de subsistencia, cinco productores agrícolas y cinco empresas. Después de esto, el tamaño de la muestra se ajustó base en las ecuaciones 1 y 2.

$$n = \frac{t^2 \times CV^2}{a^2}$$

Ecuación 1: Tamaño muestral.

Fuente: Cochran, 1971

Donde

n: número muestral requerido.

t: valor de t-student al 95% de confianza y n-1 grados de libertad de la prueba piloto.

CV: coeficiente de variación de la DAP (desviación estándar/media) de la prueba piloto.

a: error de muestreo (20% considerado por el investigador, en base a experiencias previas).

El valor obtenido mediante la Ecuación 1 fue luego corregido en base al tamaño poblacional utilizando la Ecuación 2.

$$n_c = \frac{n}{1 + \frac{n}{N}}$$

Ecuación 2: Corrección del tamaño muestral en base a tamaño poblacional conocido.

Fuente: Cochran, 1971.

Donde

n_c: número muestral corregido por el tamaño poblacional.

n: tamaño de muestra obtenido mediante la Ecuación 1.

N: tamaño poblacional.

Siguiendo lo propuesto por Cerda (2003) se realizó un ANOVA. Posteriormente, se construyeron modelos econométricos para explicar la DAP utilizando un modelo de regresión múltiple. Ello debido a la multiplicidad de opciones que determinan la DAP de un individuo (Pindyck y Rubinfeld, 2001). El modelo econométrico identificó las variables que son estadísticamente significativas para explicar la disposición a pagar:

$H_0: \beta_1 = 0$ No hay significancia estadística de la variable.
 $H_1: \beta_1 \neq 0$ Hay significancia estadística de la variable.

Luego si $t\text{-Statistic} > |2|$, se rechaza la hipótesis nula, resultando estadísticamente significativa la variable del modelo econométrico evaluada.

La significancia estadística del modelo econométrico se determinó mediante una prueba F .

$$F^* = \frac{n-k}{k-1} \times \frac{R^2}{1-R^2}$$

Ecuación 3: Obtención de estadístico F

Fuente: Martín *et al.*, 1997 y Pindyck y Rubinfeld, 2001.

Donde

n: Número de datos del modelo.

k: Número de β del modelo evaluado.

R²: Coeficiente de determinación del modelo.

La prueba de hipótesis asociada corresponde a:

$$H_0: \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_n = 0$$

$$H_1: \text{Existe un } \beta_i \neq 0$$

El valor de F_t obtenido de tabla se determinó con un $\alpha = 0.05$. El numerador corresponde a $k-1$ y el denominador $n-k$.

Si $F^* > F_t$ se rechaza la hipótesis nula, por tanto el modelo con las variables consideradas tiene significancia estadística.

Luego se estableció la probabilidad de respuesta positiva al valor de la DAP obtenido a partir de los modelos econométricos para cada categoría en estudio. La probabilidad de respuesta positiva se determina a partir de la siguiente Ecuación.

$$P_{bb} = \frac{NRP_i}{TM_i}$$

Ecuación 4: Probabilidad de respuesta positiva.

Fuente: Grinstead y Snell, 1997.

Donde

Pbb: Probabilidad de respuesta positiva

NPR: Número de respuestas de DAP indicada por el encuestado, mayor o igual a la DAP obtenida por el modelo econométrico correspondiente.

TM: Tamaño de submuestra.

i: Corresponde a las categorías evaluadas: productores de subsistencia, productores agrícolas o empresas.

Finalmente el valor promedio de la DAP entregada por cada modelo econométrico se multiplicó por la probabilidad de respuesta positiva y por el tamaño de la población objetivo según categoría.

Se aplicaron 94 encuestas realizada a los usuarios (siempre mayores de 18 años) de la cuenca del Huasco, con énfasis en la tercera y cuarta secciones del río, donde se concentran la mayoría de las actividades productivas. El 51% de las encuestas fueron aplicadas a usuarios masculinos y un 49% a femeninos, con una edad promedio de 55 años. El nivel educativo es en su mayoría educación básica completa.

Resultados y discusión

Valor de uso directo del agua: Existe un alto valor de desviación estándar en los precios de transacción de DAA, explicado por la aparición de grandes inversores en la cuenca (es decir, proyectos mineros y agroindustriales). Los precios menores de la serie temporal se explican, según los expertos locales, porque los vendedores tienden a declarar valores más bajos que los reales por la posibilidad de disminuir el pago de impuestos. Esta distorsión nos llevó a comparar los datos del CBR con las cifras dadas por los expertos, con el fin de obtener un “valor corregido”, lo que corresponde a una cantidad representativa por año que se utilizará a continuación para el cálculo del valor de uso directo (Tabla 1).

Año	Media CBR	Mediana CBR	Media Expertos	Mediana Expertos	Valor Corregido
1998	\$10511	\$4621	\$7000	\$7000	\$8755
1999	\$8024	\$6000	\$6000	\$6000	\$6000
2000	\$11375	\$7186	\$6000	\$6000	\$8687
2001	\$4091	\$2000	\$6000	\$6000	\$5046
2002	\$2866	\$2000	\$4000	\$4600	\$3433
2003	\$1912	\$2000	\$2000	\$2200	\$1912
2004	\$3030	\$2000	\$4000	\$5000	\$3515
2005	\$4217	\$4000	\$6000	\$6000	\$5108
2006	\$5019	\$4000	\$6500	\$6500	\$5760
2007	\$7691	\$3763	\$7800	\$7800	\$7746
2008	\$11158	\$4160	\$8000	\$8000	\$9579
2009	\$11103	\$6375	\$8000	\$8000	\$9551
2010	\$9167	\$5000	\$8500	\$8500	\$9167
2011	\$7499	\$4000	\$10500	\$10000	\$9000
2012	-	-	\$18667	\$20000	\$18667

Tabla 1: Comparación de los valores de transacción entre el conservador de bienes raíces y la opinión de expertos (valores en US\$).

Fuente: Elaboración propia, 2012.

El precio obtenido a partir de los registros del CBR de Vallenar y el indicado por los expertos tiende a coincidir durante los *peaks* de precios altos y bajos, como en el 2000 y 2003, y en los períodos 2002-2003, 2004-2006 y 2010-2012 (Figura 2). Sin embargo existen diferencias entre ambas curvas en los años 2000, 2001, 2007, 2008, que se explican por la existencia de operaciones de compra-venta con valores extremos (ya sea máximos o mínimos) detectados en los datos de CBR. Esto hace que la curva que representa los valores promedios del CBR sea más variable que la indicada por los expertos, situación que se compensa al utilizar el valor corregido.

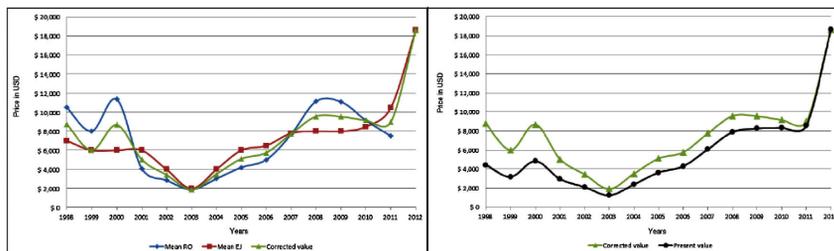


Figura 2. Variación de los precios de acuerdo con los valores del conservador de bienes raíces y expertos (panel izquierdo) y valores 'suavizados' (panel derecho).

Fuente: Elaboración propia, 2012.

De acuerdo con el juicio experto, el *peak* del 2000 se debe a la llegada de dos proyectos: uno minero y el otro agroindustrial. Ambos proyectos requerían de grandes volúmenes de agua, por lo que el precio registrado en el CBR aumentó ante la mayor demanda hasta los US\$8000 en promedio por acción de agua (0.66 l/s).

Luego los precios bajaron. En 2004 se produce un repunte nuevamente vinculado a la minería y la agricultura. Es interesante destacar que esta situación se reflejó en las encuestas de valoración contingente, que indican que a partir del 2000 y en particular el 2003 se comienza a evidenciar una escasez de agua en la zona. Al existir una oferta menor y conjugarse con un aumento en la demanda de las actividades productivas, se evidencia un alza en el precio. El 2008 se presenta como el segundo punto más alto de los precios con valores en torno de los US\$11000 por acción. Según los expertos esta alza tiene relación con el aumento de la demanda por agua de parcelas de agrado alrededor de los principales centros urbanos de la cuenca. Sin embargo, durante el periodo 2010-2011, los precios caen levemente debido a un paulatino cambio en el uso del suelo: el suelo urbano incrementa su precio y se incorporan nuevas zonas para desarrollo inmobiliario. Este suelo no requiere de tanta agua, por tanto hay una menor demanda. El 2012 se ve marcado por un nuevo y notorio aumento, asociado al temor de los impactos de un largo periodo de sequía. Para 2016 se proyectan más alzas de precios asociadas a la construcción del embalse “El Carmen”, que mejorará la seguridad de riego y podría aumentar la producción agrícola en la cuenca.

Finalmente, con base en los datos proporcionados por los expertos, el precio de un derecho de agua equivalente a 0.66 l/s fue de US\$18667 para el 2012. En tanto el número de acciones de agua en la cuenca asciende a las 11805, por lo que el valor de uso directo para 2012 (en base a valor de mercado) se estima en US\$220359992. Sin embargo dichos precios de referencia omiten los no-usos, el valor de opción y de uso indirecto del agua. Dichos valores se integrarán a partir de los datos obtenidos en la encuesta de valoración aplicada a distintos usuarios de la cuenca.

Valores de uso indirecto, de opción, existencia y herencia en la cuenca del Río Huasco: El ingreso mensual familiar promedio de usuarios que no son una empresa (excluyendo los ingresos por ventas) oscila entre US\$100 y US\$600. En el caso de los productores agrícolas el ingreso mensual promedio alcanza los US\$1758 y las empresas los US\$8887.

Respecto de la propiedad del agua, un 95.7% de los usuarios cuenta con DAA, mientras que el porcentaje restante se declaró como usuario ilegal de aguas. Del 95.7% de usuarios, el 4.4% los arrienda junto con el predio agrícola por lo que no se logró determinar un precio de arriendo por acción de agua, dada la dificultad del

usuario en separar las fracciones de pago correspondiente al predio y el agua. Destaca que el total de la muestra tiene sus DAA inscritos en el CBR.

A cada usuario se le consultó si los DAA que cada cual posee alcanzan para satisfacer sus diferentes demandas de consumo. El 67% indicó que sí. El 33% restante indicó que no, y agregó que desde 2004 les era insuficiente. En otra pregunta se indaga sobre la percepción de la disponibilidad de agua en general en su localidad, y las respuestas indican que entre 59 y 62% indican que el agua es insuficiente para satisfacer una serie de requerimientos como las necesidades económicas (o asociadas a la producción), ambientales (o asociadas a la conservación del ecosistema), y sociales (o asociadas a, por ejemplo, usos recreacionales). Ello muestra que la disponibilidad para el consumo individual, asegurada por los DAA, es suficiente mientras que las demandas supraindividuales no están necesariamente aseguradas. Es decir, existe la percepción que el agua alcanza a satisfacer necesidades productivas pero no otras funciones de importancia (incluso de beneficio directo).

En cuanto a la identificación de las funciones ambientales del agua y de los ecosistemas fluviales, los consultados identificaron como principales la regulación del ciclo hidrológico (28.7%), seguido de la regulación de los ciclos de nutrientes (26.4%), así como la retención del suelo (25.3%) y, finalmente, la regulación de la contaminación (19.7%). En relación a las funciones sociales, se identificaron principalmente la facilitación en la generación de alimentos y/o fibras (29.9%), seguido por el “valor de opción” (es decir, la reserva de agua para su uso futuro, 23.1%), la posibilidad de recrearse (18.3%), valores estéticos (15.2%) y en última instancia, valores espirituales (13.5%).

El 83% de los consultados están dispuestos a pagar para asegurar un flujo de agua que alcance a satisfacer sus DAA. Cuando se le preguntó acerca del funcionamiento del ecosistema, el 70% está dispuesto a pagar para asegurar el funcionamiento del ecosistema, mientras que el 62% de los encuestados está dispuesto a pagar para el mantenimiento de las funciones sociales de los cursos de agua. La gente está dispuesta a pagar, en menor medida, para garantizar funciones sociales porque consideran inapropiado que un tercero reciba el beneficio de su pago. La situación mejora cuando el pago beneficia el ecosistema.

Los resultados de la estimación de la DAP se distribuyen de la siguiente manera. La DAP promedio para los agricultores de subsistencia es US\$25.56/mes, mientras que la de los productores agrícolas es de US\$29.96/mes y las empresas US\$761.34/mes. La probabilidad de que un agricultor de subsistencia, un productor agrícola, y una empresa pague realmente el valor de DAP consignado es de un 32%, 48% y 1%, respectivamente (Tabla 2). La baja probabilidad puede ser causada por, entre

otras razones, la dispersión de los valores de DAP calculada y una alta concentración de valores en los segmentos más bajos.

Debido a la baja probabilidad de que las empresas paguen realmente el valor de la DAP, multiplicamos la probabilidad de una respuesta positiva a pagar con el valor DAP generado por el modelo econométrico (Kiström y Riera, 1997 y Riera, 1994).

Basado en la extrapolación de los valores de la DAP según sub-muestras y el establecimiento de prioridades (Tabla 2) el valor de herencia obtiene la primera posición con US\$69652/año, seguido por el valor de uso directo consuntivo es US\$67848/año. El valor de existencia alcanza los US\$60905/año, el valor de uso indirecto asciende a US\$35548/año, el de opción US\$32557/año y finalmente el valor de uso directo no consuntivo con US\$24186/año.

Usuario	Agricultores de subsistencia		Productores Agrícolas		Empresas		
DAP	25.56		29.96		761.34		
Pbb respuesta positiva	32.10%		48.10%		9.10%		
Tamaño poblacional	1555		531		55		
	%	Dinero	%	Dinero	%	Dinero	Valor total (mensual)
Valor de existencia	20.52	\$2618	21.83	\$1672	20.63	\$785	\$5075
Valor de uso directo no consuntivo	8.27	\$1055	7.28	\$558	10.58	\$403	\$2015
Valor de opción	10.26	\$1309	12.81	\$981	11.11	\$423	\$2713
Valor de herencia	25.97	\$3313	22.27	\$1706	20.63	\$785	\$5804
Valor de uso directo consuntivo	23.56	\$3006	23.00	\$1762	23.28	\$886	\$5654
Valor de uso indirecto	11.42	\$1457	12.81	\$981	13.77	\$524	\$2962
Total submuestra		\$12757		\$7660		\$3807	\$24224

Tabla 2: DAP calculada mensual según valores de uso y no uso (valores en \$US).

Fuente: Elaboración propia, 2012.

Los datos obtenidos de la Tabla 1 (US\$18.667/DAA), considera que el valor de uso directo consuntivo en base a precio de mercado es de US\$220359992. Ahora añadimos el valor asignado por cada categoría de usuarios que es US\$67846/año (Tabla 2), con lo cual se estima el valor de uso, que llega a los US\$220427837/año. Este valor corresponde al precio de mercado más el valor dado por los diferentes usuarios del agua.

Por lo tanto, el valor económico total del agua en la cuenca del Huasco, en precios de 2012 llega a US\$220650685. El 99.92% del valor económico total se representa por el valor de uso, mientras que los valores de no uso y opción, representan un 0.06% y 0.01% respectivamente.

Conclusiones

El valor económico total puede ser una herramienta útil para orientar la gestión del agua, ya que permite la estimación de los intereses de los usuarios sobre el agua y de los servicios que los ecosistemas ribereños proporcionan. Este interés se transforma en términos monetarios que a su vez puede facilitar la toma de decisiones en el territorio.

En cuanto a los derechos de agua, se trata de un mercado activo y altamente sensible a los impactos de nuevos proyectos de inversión en la cuenca. Otros elementos que causan variaciones de precios están relacionados con la seguridad de riego suministrado por los embalses y, por otra parte, el impacto negativo de la sequía a largo plazo.

La disponibilidad de información en el mercado del agua es asimétrica, lo que se evidencia por las variaciones de precios para fechas y lugares similares. Esto sugiere la necesidad de un sistema con mejor acceso a la información, lo que impediría el abuso por los usuarios un mejor acceso a la misma.

La disposición a pagar de diferentes submuestras para mantener las condiciones actuales de la cuenca se puede dividir de la siguiente manera: agricultores de subsistencia con DAP de US\$25.56/mes con una probabilidad del 32.10%, los agricultores con US\$29.96/mes con una probabilidad del 48.10% y las empresas con US\$761.34/mes con una probabilidad del 9.10%.

Los usuarios del agua de la cuenca del río Huasco priorizan el uso de los fondos recaudados a través de su DAP para asegurar sus necesidades productivas. Sin embargo, ellos también están dispuestos a proteger los ecosistemas y asegurar el ciclo hidrológico, entre otras funciones.

Por último, el valor de uso es de US\$220427837/año, el valor de no uso es US\$130.557/año, y el valor de la opción US\$32.557/año. Así, el valor económico total del agua en la cuenca del Río Huasco en 2012 es de US\$220650485. Dadas las características de este ecosistema particular, la percepción y el uso de información por parte de los usuarios, esta cantidad puede ser considerada como un valor mínimo.

Bibliografía

Casimiro, A., 2002. Fundamentos y métodos para la valoración de bienes ambientales. Libro Blanco de la Agricultura y del Desarrollo Rural. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. 13 pp.

CAZALAC., 2011. Análisis de la Cuenca del Río Huasco [Capítulo 1] en: CAZALAC (Ed.). Modelo para la gestión hídrica de la cuenca de Huasco: Evaluación de caudal ambiental y valorización de servicios hidrológicos. Gobierno Regional de Atacama. Vallenar, Chile. 58 pp.

Cerda, C., 2003. Beneficios de la recreación al interior de la Reserva Nacional Lago Peñuelas. Departamento de Postgrado y Postítulo, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 75 pp.

Cochran, W., 1971. La estimación del tamaño de la muestra Pp. 105-125 en: Técnicas de muestreo.

Cristeche, E y J Penna., 2008. Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Buenos Aires, Argentina. 55 pp.

DGA., 2007. Evaluación de la explotación máxima sustentable del Acuífero de Huasco. Modelación Hidrogeológica del Valle del Río Huasco. Ministerio de Obras Públicas. Santiago, Chile. 306 pp.

DGA., 2009. Análisis de impacto económico y social de anteproyecto de normas secundarias de calidad – Cuenca río Huasco. Ministerio de Obras Públicas. Santiago, Chile. 124 pp.

DGA., 2010. Análisis integrado de gestión en cuenca del río Copiapó. Ministerio de Obras Públicas. Santiago, Chile. 47 pp.

Grinstead, C and JL Snell., 1997. Introduction to Probability. American Mathematical Society. Providence, Rhode Island, United States of America. 510 pp.

IGM., 1994. Atlas Geográfico de Chile para la Educación. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile. 143 pp.

INE, 2007. [En línea]. Censo agropecuario y forestal 2007. Disponible en el WWW:<http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07_comunas.php> Citado: 15 de agosto de 2012.

Kriström, B y P Riera., 1997. El método de la valoración contingente. Aplicaciones al medio rural español. *Economía Agraria* 179: 133-166.

Martín, G, J Lubeaga, y F Mochón., 1997. Introducción a la econometría. Prentice Hall Iberia. Madrid, España. 322 pp.

MINSEGPRES., 2008. Sobre acceso a la información pública. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Santiago, Chile. 19 pp.

Pindyck, R y D Rubinfeld., 2001. *Econometría. Modelos y Pronósticos*. Mc Graw Hill. México DF, México. 661 pp.

Riera, P., 1994. *Manual de valoración contingente*. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid, España. 112 pp.

Evaluación de la percepción ambiental en el medio rural como diagnóstico en la toma de decisiones locales para la gestión del agua.

Evaluation of environmental perception as a diagnostic decision-making in rural water management.

Autores: Sardi, Graciela María Isabel¹ y Herrero, María Alejandra². ¹Catedra Bases Agrícolas Facultad de Ciencias Veterinarias UBA, Chorroarín 280 (1427) CABA, Argentina. gsardi@fvet.uba.ar (a quien deberá dirigirse la correspondencia), ²Cátedra Bases Agrícolas Facultad de Ciencias Veterinarias UBA, Chorroarín 280 (1427) CABA, Argentina. aherrero@fvet.uba.ar.

Título Breve: Percepción ambiental para gestión del agua rural.

Palabras clave: Percepción ambiental, Gestión del agua rural, Actores sociales, Gestión efluentes ganaderos.

Keywords: Environmental perception, Rural water management, Effluent management.

Resumen

El concepto de desarrollo sustentable aplicado a la gestión del agua en el medio rural, se hace presente a la hora de la toma de decisiones y de implementar estrategias para su uso y manejo, exigiendo un mayor compromiso de todos los actores sociales involucrados. Los cambios en las tecnologías agropecuarias y la tendencia a la intensificación ganadera, sumado a un deficiente manejo de efluentes en los establecimientos, implicarían un riesgo de contaminación del agua. Esto muestra, no solo la necesidad de estudiar regionalmente las características de los sistemas productivos utilizados, sino también implica la evaluación de estrategias para sensibilizar aquellos involucrados en esta problemática, para generar acciones de cambio. El objetivo fue analizar la percepción, actitud y conocimiento de los actores involucrados en el manejo de los efluentes ganaderos, como instrumento de diagnóstico, para el desarrollo e implementación de planes de capacitación para la protección de los recursos hídricos. Se identificó a productores primarios de leche, profesionales y docentes agropecuarios como informantes principales para realizar las encuestas. Los resultados permitieron concluir que los problemas ambientales son percibidos de acuerdo al grupo social a cual pertenecen, dado que existe un entorno observado, que variará entre individuos, acorde a su contexto económico y socio cultural. Se identificaron los factores claves para favorecer el cambio de actitudes, como la concientización sobre la problemática de los efluentes generados, sumados al conocimiento y entendimiento de legislaciones existentes; a la adquisición de “saber como” en relación con las técnicas de manejo y reciclado de los efluentes y por último a la capacitación para mejorar la forma de sensibilizar, informar y educar. Se propone un plan de capacitación basado en articular actividades y funciones de los actores sociales con ofrecer directrices y estrategias, de forma tal que se constituya en la base de las acciones educativas específicas enfocadas a colaborar en la solución de los problemas. En síntesis, la identificación y el análisis de la percepción ambiental de aquellos actores involucrados en la problemática del manejo de efluentes ganaderos, resulta un instrumento de diagnóstico fundamental para la implementación de planes de gestión del agua en áreas rurales.

Palabras clave: Percepción ambiental, Gestión del agua rural, Gestión de efluentes ganaderos.

Abstract

The concept of the supportive development applied on the water management in the rural environment, it's present at the moment to take a determination and to implement an strategy for it use, demanding a bigger compromise from every social actor that are involve. The changes on agriculture technologies and cattle intensification tendency, addend a bad management of the effluent in the establishment, would imply a risk of water contamination. This proves, not only the need to be study the productive system's characteristics of the region, but also imply the evaluation of the strategies to sensitize those who are involve in this problematic, so it would generate some changes. The objective was to analyze the perception, the attitude and the knowledge of the actors that are involve in the cattle's effluent's management, as an instrument of diagnosis, for the development and implementation of the capacitating plans for hydrics resources protection. It was identified from diary farms, agricultural professionals and teachers as key informants for surveys. The results of these polls allowed to conclude that the environment problems are notice depending on the social group which they belong, given that exist a sensitive environment, which vary between individuals according to their economic and socio-cultural. he key factors to favor the change attitude had been identify, such as the awareness about the problematic of the effluents generation, adding the knowledge and understanding of the existent laws, the acquisition of the "know how" in relation with the effluents recycling techniques and management and, for last, the capacitating to improve the way to sensitize, inform and educate. Propose a training plan based on joint activities and roles of all stakeholders with guidelines and strategies, so as to constitute the basis of specific educational activities aimed to assist in solving problems. Briefly, the identification and the analysis of the environment perception, attitudes and knowledge of those actors that are involve in the problematic of the management of the cattle's effluents, happens to be a fundamental diagnosis instrument for the plan application in the hydrics resources management in rural.

Keywords: Environmental perception, Rural water Management, Livestock effluent management.

Introducción

El manejo de los efluentes ganaderos es un aspecto fundamental para asegurar la sustentabilidad ambiental de los sistemas de producción animal intensivos o en proceso de intensificación. En Argentina, desde hace algunos años, comenzó una tendencia a la intensificación y concentración de la producción ganadera, en especial la producción de leche, siendo la causante de una problemática específica contrastante a la existente en los sistemas de producción tradicionales. Esta situación, sumada a la incorporación de tecnología en la agricultura con el uso creciente de agroquímicos, implicaría un riesgo de contaminación del agua tanto por el aumento en la cantidad de excretas, en áreas de poca superficie, como por contaminantes presentes, complicando aún más la situación.

Los contaminantes que alteran la calidad del agua, se asocian principalmente a excesos de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) (Morse, 1995; Herrero *et al.*, 2002). Estos pueden ingresar a los cuerpos de agua superficiales por diferentes vías: por escurrimiento desde corrales y terrenos fertilizados con estiércol, por desborde de lagunas de efluentes producidos por las lluvias torrenciales, y por deposición atmosférica (Galindo *et al.*, 2004; Burkholder *et al.*, 2007). Los provenientes de corrales o de lagunas de efluentes (construcciones deficientes) llegan de forma rápida al agua subterránea por infiltración y lixiviación (Ceplecha *et al.*, 2004; Carbó *et al.*, 2009).

En la provincia de Bs. As., además del deficiente manejo de efluentes, se han detectado problemas de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, siendo temas a resolver en el ámbito rural. Resulta conveniente comprender también, que los problemas ambientales una vez producidos tienden a tener un efecto a largo plazo. Hasta el presente existe escasa información local sobre el impacto ambiental de efluentes ganaderos, sobre la caracterización completa de la calidad de los mismos y, además, no se cuenta con guías o normas específicas para su manejo. Sin embargo, existen normativas y estrategias de otros países, que pueden ser utilizadas como orientación para su manejo, la construcción de los sistemas de tratamiento y también para la reutilización del residuo como fertilizante (Herrero, 2009).

Estas consideraciones muestran, no solo la necesidad de estudiar regionalmente las características en cuanto a los sistemas utilizados y el problema de contaminación de aguas (producido por exceso de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y cargas bacterianas elevadas, que permanecen en el vertido final de lagunas de efluentes) (AGOSBA, 1998; García *et al.*, 2001; Nosett *et al.*, 2002), sino que además, implica la evaluación de estrategias a utilizar para la sensibilización de los propios productores y de todos los actores involucrados en esta problemática, para

que efectivamente generen el cambio. Estas acciones deberían estar orientadas a un objetivo fundamental, que es el de mejorar el conocimiento asociado a minimizar el impacto ambiental y mantener la viabilidad económica de los sistemas de producción de leche. Pero además, deberían afirmarse en el conocimiento de las percepciones y de las actitudes de todos los involucrados en la problemática, como condición prioritaria para lograr el objetivo planteado. (Nieto *et al.*, 2002).

En el caso particular de la percepción del productor agropecuario, debería ser articulada con la percepción de observadores externos (investigadores, extensionistas, educadores) para arribar a una comprensión de la lógica de comportamiento del productor (Nieto, *et al.*, 2002). Al respecto, Tabara (1996) expone “cada grupo social se caracteriza por disponer de un conjunto de conocimientos, expectativas e intenciones que influyen en sus percepciones del espacio, el tiempo y los recursos naturales”. Para Goldstein (1997), el análisis de la percepción ambiental puede contribuir al uso más sustentable del ambiente en el área de estudio; aumentar la comprensión de todos los ángulos de las bases racionales respecto a las percepciones ambientales diferentes, apoyar la participación local en el desarrollo y planificación como base para una implementación de cambios más adecuados. Es así que la forma en que se percibe el ambiente, determina las actitudes y la conducta ambiental. Surge entonces, la necesidad de conocer la percepción de todos los actores involucrados (productores, docentes y profesionales del medio rural), para la solución de problemas (contaminación de acuíferos, aguas superficiales y manejo aguas residuales), generando de este modo acciones de cambio, por medio de la capacitación y participación comunitaria.

Este trabajo de tesis, tuvo como objetivo central el de caracterizar a los actores del medio rural involucrados en la problemática del manejo de los efluentes ganaderos, a partir del análisis de su percepción, actitud y conocimiento, como instrumento de diagnóstico para el desarrollo y la implementación de planes de capacitación para la protección de los recursos hídricos.

Metodología

Se determinó como el área de estudio la provincia de Buenos Aires, (307.571 km² el 11,06% de la superficie total del país). El trabajo se organizó en cuatro etapas consecutivas: Etapa I: Análisis de la percepción de productores agropecuarios y docentes rurales de una región de la provincia de Buenos Aires, Etapa II: Análisis de la percepción de los productores primarios de leche de las cuencas de la provincia, Etapa III: Desarrollo de un análisis FODA de informantes calificados en la temática de manejo de efluentes en predios lecheros y la Etapa IV: Análisis del cambio de percepción,

conocimiento y actitud de docentes agropecuarios y profesionales luego de asistir a un curso de capacitación sobre el manejo de efluentes y gestión del agua en predios ganaderos. Todas las etapas fueron precedidas por una investigación exploratoria que permitió definir y seleccionar informantes y actores sociales relevantes en la temática. A tal efecto, se efectuaron contactos con las asociaciones de productores, el consejo federal de escuelas rurales e instituciones científico-técnicas.

Etapas I: Se desarrolló en la localidad de Arrecifes, perteneciente a la cuenca del Río Arrecifes, ubicada al norte de la provincia de Buenos Aires, (118.300 hectáreas) con un alto porcentaje de explotaciones agropecuarias medianas y pequeñas, donde aproximadamente el 64% de la superficie es dedicada a la producción agrícola (maíz, trigo y soja) y el 29 % a la ganadería intensiva o semintensiva (Borgeaud, 2002). En la región, se han desarrollado un proceso de intensificación de la agricultura y ganadería, con una elevada degradación del agua y suelo por un manejo inadecuado de fertilizantes y efluentes ganaderos durante los pasados 20 años (Herrero *et al.*, 1997).

Informantes claves y recopilación de la información: a) Productores rurales: Por medio de la Asociación de productores rurales de Arrecifes (APRA), se acordó la distribución de las encuestas a 70 asociados, acompañadas por una carta de presentación donde se explicó el objetivo del estudio e instrucciones. b) Docentes rurales: Los encargados de distribuir y entregar las encuestas a 74 docentes distribuidos en el 100 % de las escuelas primarias rurales del distrito fueron los docentes de la escuela de Educación Agropecuaria N° 1 (EEA1), previa autorización de la Inspectora de Rama.

Encuesta: Se diseñó de forma idéntica para ambos grupos (productores y docentes), con preguntas de tipo cerrado y de opción múltiple para ser respondida en forma voluntaria (Peluso *et al.*, 1998). Las cuestiones relevadas se agruparon en tres temáticas de preguntas: -Se relevaron los principales problemas ambientales percibidos por la comunidad a partir de la selección, por parte de cada encuestado, de los cinco problemas ambientales local de mayor importancia. Además, cada encuestado, calificó la gravedad de cada problema seleccionado. Se buscó evaluar la vinculación (consecuencias y tipo de soluciones) entre los diferentes problemas y aspectos económicos, sanitarios y de la calidad de vida. -Se evaluó la percepción y conocimiento existente sobre los beneficios y perjuicios, que sugiere el recurso agua (superficial y subterránea). Se evaluaron las actitudes diarias de los grupos analizados que perjudican o benefician al agua. -Se evaluó el interés de cada grupo en relación con la capacitación e información sobre los aspectos vinculados al cuidado y uso del agua.

Análisis de los resultados: Se realizó un análisis descriptivo de todas las respuestas a las preguntas de la encuesta. Para cada opción del listado, categorizada en “seleccionada” y “no seleccionada”, se compararon los dos grupos (productores y docentes) mediante la prueba de Fisher (nivel de significancia del 5%).

Etapa II: El estudio se desarrolló en la Cuenca Abasto Norte, la Cuenca Abasto Sur y la Cuenca Abasto Oeste, pues son las que aportan el 86% de la producción total de leche de la provincia de Buenos Aires y el 20% de la producción total nacional. (Ministerio de Asuntos Agrarios, 2010).

Informantes claves y recopilación de la información: Las encuestas fueron dirigidas a productores primarios de leche de diferentes localidades, y las respondieron en encuentros lecheros (Jornadas, cursos, exposiciones) de forma personal, anónima y voluntaria.

Encuesta: Constó de preguntas de tipo cerrada, de opción múltiple y en dos de ellas, con una escala de cinco niveles. Los aspectos consultados se agruparon en cuatro temáticas: -Actividad desarrollada del encuestado dentro del establecimiento, número de vacas en ordeño, tiempo estimado de ordeño, litros/vaca/día, Kilos Balanceado/vaca/día. -Aspectos que hacen al agua: profundidad de la napa freática, vías y distancia al agua cercanas desde las instalaciones. -Percepción sobre: ¿Cómo consideran al efluente “recurso” o “residuo”?, ¿Cuáles son las razones de por qué los reutilizaría y el por qué no los reutilizaría?, y también sobre la responsabilidad social del productor en el manejo del agua. -Actitud en relación con el manejo de efluentes y tipo de instalaciones utilizadas: construcciones, traslado, destino final, caracterización de las lagunas y reciclado.

Análisis de la información: Se realizó un análisis descriptivo de todas las respuestas obtenidas de la encuesta. Para poder comparar eficiencias del manejo de tratamiento de efluentes de cada establecimiento, se aplicó un método de valorización del tratamiento utilizado, según el esquema de evaluación desarrollado por Sardi. *et al.*, 2005. Permitió categorizar a los tambos según el tratamiento que realizan, en dos grupos: los “menor eficiencia” > y < de 60 puntos de “mayor eficiencia”, Los grupos categorizados fueron utilizados para comparar mediante la prueba de Fisher (nivel de significancia 5%) en las siguientes cuestiones: ¿Cuál es la relación que tienen los efluentes del tambo con el ambiente?, ¿Cuál es el valor que tiene el efluente?, ¿Cómo considera al estiércol ganadero, un “recurso” o “residuo”?, ¿Cuáles son las razones que tiene para utilizar o no utilizar el estiércol como fertilizante?, ¿Si recibe o quisiera recibir información y capacitación sobre los temas de producción ganadera y medio ambiente?.

Etapa III: Informantes y recopilación de la información: fueron consultados, por medio de entrevistas personales, a un grupo de informantes calificados, profesionales vinculados a la producción lechera (Ing. Agr., Veterinarios y otros.). En las entrevistas se buscó que identificaran y ponderaran las fortalezas, las debilidades, las oportunidades y las amenazas. La información obtenida se completó con la bibliografía de relevancia y datos de campo, que fueron utilizados para realizar un análisis FODA (Charlón *et al.*, 2009).

Entrevistas: Para obtener la información se definió: “Debilidad”: Posición desfavorable para la aplicación de estrategias en la gestión de efluentes del Tambo, de carácter interno. “Amenaza”: Situación desfavorable existente en el entorno del Tambo, para la aplicación de estrategias en la gestión de efluentes. “Fortaleza”: Posición favorable para la aplicación de estrategias en la gestión de efluentes del Tambo, de carácter interno. “Oportunidad”: Posición favorable del Tambo propiciada por el entorno, para la aplicación de estrategias en la gestión de efluentes.

Análisis de la información: De la información recabada de los informantes calificados se realizó el análisis FODA, para conocer y describir las características particulares de la gestión de efluentes y la situación actual en el cual se desarrolla en la Argentina. El producto del FODA se utilizó para proponer alternativas de gestión del recurso agua en el medio rural para la implementación de planes de capacitación.

Etapa IV: Se realizó en cinco localidades de la provincia de Buenos Aires con docentes de escuelas agropecuarias secundarias de toda la provincia.

Informantes y recopilación de la información: Fue realizado un curso como plan piloto de capacitación, dirigido a un grupo de la comunidad rural, identificado como significativo en la gestión del agua para la producción ganadera. La provincia cuenta con 89 instituciones educativas agropecuarias de nivel secundario distribuidas en todos sus municipios. Este curso de capacitación se organizó para ser dictado a los docentes de las escuelas pues ellos son agentes multiplicadores del conocimiento, por un lado educan a los futuros productores ganaderos propios gestores del agua en el medio rural y por otro, son asesores directos en la toma de decisiones de los establecimientos ganaderos. Las clases teórico-prácticas (40hs) fueron organizadas con una introducción teórica, la lectura comprensiva de publicaciones científicas de interés y la presentación de un problema para la resolución en forma grupal.

Encuesta: Para caracterizar la percepción y el conocimiento de los participantes sobre las cuestiones ambientales fueron evaluados por medio de un cuestionario escrito anónimo al comienzo, y para evaluar los cambios se aplicó un cuestionario idéntico al final del curso. El mismo constó de once preguntas con una escala de

cinco puntos de respuesta para cada uno, conducido por “muy importante” a “no importante”. La opción “no sé” se incluyó en todas las preguntas (House, 1996). Por medio del cuestionario se pudo evaluar la percepción sobre los siguientes aspectos: -Si los efluentes ganaderos podrían afectar la calidad del agua superficial y subterránea. -Si incrementarían la contaminación del agua y suelo. - Si propiciarían la proliferación de insectos (moscas) y olores, posible generación de enfermedades producidas por el manejo de los animales, sobre la producción de gases de efecto invernadero y sobre la relación entre el vertido y la presencia de medicamentos veterinarios en los cuerpos de agua. Para poder evaluar algunos conocimientos previos sobre la problemática de la intensificación ganadera y el medio ambiente, se abarcaron los siguientes temas:

-Balance de nutrientes (nitrógeno y fósforo) a nivel de predio y de potrero y consecuencias producidas por los nutrientes liberados al ambiente provenientes del estiércol ganadero.

Análisis de la información: Se realizó un análisis descriptivo de las respuestas obtenidas de los cuestionarios pre y post curso. Para el análisis estadístico de los resultados se probó la homogeneidad de las localidades, en cuanto a la distribución de las respuestas, utilizando la prueba χ^2 y se utilizó el test de Fisher (nivel de significancia 5%) para el análisis de las respuestas.

Resultados

Etapa I: Los encuestados (n=95) 43.2% productores 56.8% docentes perciben problemas, proponen soluciones y actúan de acuerdo al grupo social al que pertenecen.

En el caso de los productores fue importante conocer su opinión, especialmente en aquellas respuestas relativas a los problemas derivados del propio proceso productivo y comprender algunas acciones que se realizan por conveniencia económica. Poseen una mirada produccionista, ignorando las causas reales e incriminando muchas veces a factores climáticos, como causantes de la degradación de los recursos naturales y proponiendo soluciones tanto de índole educativa como tecnológica, económica y política. Los docentes, Tienen una mirada más amplia y social, proponen soluciones económicas y tecnológicas y creen que éstas son funciones privativas de los tomadores de decisiones. Como multiplicadores del conocimiento y por su rol en la formación de los futuros profesionales del medio rural, se sintieron comprometidos con el proceso de evaluación realizado y aportaron información sobre aquellos aspectos de interés para la planificación de cursos y talleres en la región, focalizado en la educación como solución a los problemas planteados. Dado

la importancia que ambos grupos han asignado a las soluciones de tipo educativas, los aspectos analizados en este trabajo, tendrían que ser considerados en el diseño de actividades de capacitación, convirtiéndose en el punto de partida de programas de educación adecuados al perfil social y cultural de los destinatarios.

Etapa II: Los productores lecheros encuestados pertenecían en su mayoría a tambos denominados de “punta”, (rodeos aproximados entre 100 y 200 animales en ordeño, con nivel de tecnología y producciones promedio de 15-20L/VO/día). A pesar del buen nivel productivo, el 33% no poseían todas las instalaciones para un adecuado tratamiento de efluente, el 80% no consideraba el número de animales para su diseño, ni la distancia a las instalaciones de ordeño o vivienda era prudente (89%). En general, poseen una laguna de tratamiento (de 10 a 20 años de antigüedad), cuyo fondo no se impermeabiliza ni se limpian. Poseen mallas para la retención de sólidos (47%) y la forma más utilizada de transportar el efluente es “por gravedad a cielo abierto y canal de tierra”. Almacenan el efluente en estercoleras (50%) siendo el destino final de los efluentes, en el 43% de los casos, el vertido en lagunas o depresiones naturales cercanas al establecimiento dejándolo allí por tiempo indefinido. También los depositan en la parte baja de un potrero y algunos los vierten en cursos de agua. Al categorizar a los establecimientos por el tratamiento realizado de los efluentes con “manejo eficiente” (31,1%) y “manejo ineficiente” (68,9%) se podría inferir, que el manejo de los efluentes es un aspecto de la producción aún no resuelto.

Entre los grupos analizados (manejo eficiente Vs. manejo ineficiente) no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$), en las siguientes cuestiones: -impacto ambiental de los vertidos a cuerpos de agua superficiales y contaminación al agua subterránea, -desconocimiento de metodologías y costos de aplicación, -desconocimiento de las normativas vigentes. Sin embargo, hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) en el conocimiento que ambos grupos poseen sobre su valor en nutrientes y en la disponibilidad de participar en jornadas y/o cursos, manifestando mejor conocimiento y disposición a capacitarse para el grupo de “manejo eficiente”.

Esta situación mostraría que existen carencias a nivel educativo e insuficientes programas de capacitación para lograr cambios de actitudes en el manejo de los efluentes. Además, se observó también que existe una conciencia del impacto que producen los efluentes al agua y al ambiente en general, sin embargo no se sabe que hacer con ellos. Piensan que tienen un residuo que posee valor como fertilizante, considerándolo como un “recurso”, pero no realizan análisis para conocer el valor en nutrientes que poseen. No hacen reuso de los mismos por no conocer el costo y las tecnologías para aplicarlo y piensan que es engorroso, que se necesita más personal y que a igual costo del fertilizante comercial, elegirían este último. En muchos

casos se percibe que incorporar esta mejora es “todavía innecesario”. Se destaca la importancia de adquirir conocimiento e información sobre este tema, pero a su vez, no existe aún la necesidad por participar en acciones cooperativistas para realizar el manejo de los efluentes y la preservación del recurso. Por último, los productores están convencidos de que es importante conocer las normas vigentes, pero a su vez existe un desconocimiento de ellas. Esto resulta fundamental, ya que existen carencias en cuanto a su difusión, aplicación y fiscalización a nivel nacional.

Etapas III: Se entrevistaron seis profesionales pertenecientes al sector de la producción primaria de leche. De todos los aspectos analizados y del producto FODA se pueden extraer las siguientes cuestiones: -Existe conciencia de la necesidad de producir alimentos de calidad, por presiones comerciales a nivel internacional, que implican la aplicación de las buenas prácticas ganaderas y agrícolas. Sin embargo, a nivel nacional, la tendencia inestable de los precios del producto y la carencia de políticas a largo plazo produce una amenaza frente a competidores agresivos y que vienen implementando la gestión de efluentes en los predios. -Se advierte un aumento en la intensificación de la ganadería, aumento del consumo de suplementos alimenticios, mayor fertilizaciones para producir más alimento para el ganado, aumento de efluentes ganaderos, y mayor consumo de agua y energía. Esta situación es una oportunidad para optimizar el uso de los nutrientes y del agua por medio del re-ciclado dentro del predio, generando un valor en los efluentes como fuente de energía y/o fertilizante. -Se conoce la relación existente entre la calidad de leche y la calidad del agua, pero sin embargo se carece de planificación previa para disminuir los riesgos de contaminación asociados. Aún es insuficiente la capacitación sobre esta problemática orientado a los encargados del manejo de la producción. -A nivel local se cuenta con profesionales disponibles y capacitados en el tema que pueden asesorar y llevar a cabo producciones más limpias y competitivas, pero se observa también una insuficiente disponibilidad de mano de obra que en general son reticentes a cumplir con esta tarea dentro del establecimiento.

Etapas IV: El grupo participante al curso fueron un total de sesenta y tres, y el 83% de ellos (53) estuvieron presentes tanto para la resolución del cuestionario inicial (pre-curso), como del cuestionario final (post-curso). Estaba conformado por profesionales con un nivel de educación universitario (50%) y por profesores con un nivel de educación terciario y técnico (50%). Se hallaron cambios en la percepción de los docentes (pre y post-curso) sobre los efectos ambientales que podrían producir los efluentes ganaderos, en los siguientes aspectos: la contaminación del agua superficial, en el desarrollo de moscas y malos olores, y en la contaminación del suelo. Estas cuestiones resultan se perciben más fácilmente por ser las más visibles, y se presentan como los actuales problemas ambientales considerados como importantes en las cinco regiones analizadas de la provincia. Se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$)

entre el conocimiento previo y el posterior respecto de la reposición de nutrientes al suelo por el pastoreo, la distribución de nutrientes debido a la permanencia en los corrales y a los nutrientes ingresados por suplementación con maíz, que provienen en forma externa al predio. Solamente en la pregunta referida al porcentaje de nitrógeno excretado por el ganado al ambiente, donde se requería la “memorización” de valores numéricos, no se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre el inicio y el final del curso. Por otra parte, tampoco se observaron diferencias ($p>0,05$) en relación con la actitud responsable que les cabe como profesionales para el manejo productivo de los recursos naturales. Esto indicaría que los participantes al curso tendrían una clara y comprometida visión en estos aspectos. Tanto en un estudio realizado en Indonesia, sobre la percepción ambiental entre grupos de la comunidad rural y profesionales (Sudarmadi *et al.*, 2001), como en otro estudio realizado en EEUU, con alumnos de escuelas secundarias rurales y sus docentes (Willians y Wise, 1997), observaron que la capacitación mejoró la percepción y el conocimiento, obteniendo resultados similares a nuestro estudio. La implementación de cursos de capacitación sobre la identificación de los problemas ambientales locales y el conocimiento de la gestión de los efluentes en establecimientos ganaderos, mejorarían la percepción de los riesgos y consecuencias de la contaminación ambiental producidos por estos.

Conclusión

El estudio realizado sobre la percepción ambiental permitió comprender mejor las interrelaciones entre los actores involucrados y el ambiente, sus expectativas, satisfacciones, insatisfacciones, juicios y conductas. En los procesos de gestión de los residuos ganaderos, la identificación y el análisis de la percepción ambiental, puso en claro las necesidades diferenciadas por actores sociales y servirían de base para la planificación de una intervención educativa efectiva. Además proporcionaron la información necesaria para generar programas de educación y de capacitación. Cabe destacar que de implementarse futuros planes de capacitación, en cualquier contexto, sería imprescindible la realización de la evaluación y monitoreo de los cambios de actitud logrados en la comunidad para mejorar la gestión del agua.

En este marco, el proceso educativo propicia el permanente diálogo y la capacitación de todos los actores sociales: instituciones públicas y privadas, productores rurales (grandes, medianos y pequeños), e instituciones académicas, asegurando la participación de la comunidad en la gestión del agua de la cuenca. Dichos actores, con voluntad y capacidad en la toma de decisiones para la renovación tecnológica podrían generar una “región productiva y ambientalmente amigable”, donde todo proyecto de gestión facilitaría la participación institucional, personal y comunitaria de quienes contribuyen en la elaboración y ejecución del mismo.

La solución de los problemas del agua en efecto, no surgirá de un simple análisis de todos sus aspectos, ni como un intento de solucionar un problema científico tecnológico. Las respuestas que puedan dar la ciencia y tecnología deben basarse en una compleja experiencia de búsqueda de conocimientos destinada a la comprensión de escenarios complejos, dentro de un proceso político y cultural que privilegie programas basados y conducidos por todos los actores involucrados en la problemática a resolver.

Agradecimiento

Los autores agradecen a los productores, docentes y profesionales, dedicando su tiempo a facilitar la información solicitada con una predisposición invaluable. Además agradecer a la Vet. Carbó L. por su asistencia en el desarrollo de la base de datos y a Lic. Flores M. por su colaboración en el análisis estadístico. Las distintas etapas del trabajo estuvo financiado otorgado por el programa UBACyT de la Universidad de Buenos Aires (Proyectos V015 y 20020100100367).

Bibliografía

AGOSBA, 1998, Ministerio de Obras y servicios públicos, administración general de obras sanitarias Provincia de Buenos Aires, Resol N° 389/98.

Burkholder, J, B Libra, P Weyer, S Heathcote y D Kolpin. 2007. Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environ Health Persp* (115) 308-312.

Carbó L, M Flores y MA Herrero. 2009. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environ Geol* (57) 1489-1500.

Ceplecha, ZI, RM Waskom, TA Bauder, JI Sharkoff y R Khosla. 2004. Vulnerability assessment of Colorado ground water to nitrate contamination. *Water Air Soil Poll* (159) 373-394.

Charlón, V y GMI Sardi. 2009. Colaboradoras del Informe internacional Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental en el tambo. *JICAL III*, Buenos Aires, Argentina. 30 pp.

Galindo G, MA Herrero, S Korol y A Fernández Cirelli. 2004. Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics” International. *Water Res (IWRA.)* 29 (1) 81-91.

García, A, A Iorio, F Bado y M Bargiela. 2001. Riesgo potencial de polución del Arroyo Morales en Argentina, por la influencia de una producción ganadera intensiva. *Rev. Infor. Tec.* 12 (3) 37-42.

Goldstein, B. 1989. Las ideas de los niños sobre el medio ambiente. Reunión Argentina de Ecología. Resúmenes. 150pp.

Herrero, MA, GMI Sardi, AA Orlando, V Maldonado May y JJ Ormazabal. 1997. “Protagonistas del desarrollo sustentable: El agua en el sector agropecuario, caracterización de la pradera pampeana EUDEBA en publicación especial para AUGM).

Herrero, MA, I Thiel, V Maldonado May, GMI Sardi, E de Zabaleta y M Pol. 2002. Participación comunitaria, cultura y educación para la gestión del agua en áreas rurales. Sevilla. España. www.us.es/ciberico/sevilla.pdf.

Herrero, MA. 2009. Informe internacional Uso del agua, manejo de efluentes e impacto ambiental en el tambo. JICAL III, Buenos Aires, Argentina 30 pp.

House, M. 1996. Public perception and water quality management. *Water Sc and Tech* 34 25-32.

Ministerio de Asuntos Agrarios. 2010. Resumen estadístico de la cadena láctea de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Web: Ministerio de Asuntos Agrarios .

Morse, D. 1995. Environmental considerations of livestock producers. *Ann Sci.*73:2733-2740.

Nieto, MI, J Riedel y G Vera. 2002. Percepciones y actitudes de pequeños productores de la región de los llanos de La Rioja, Argentina, sobre prácticas de secano (Chacras) *Rev. Desarrollo rural y Ccooperativismo agrario.* 6:193-204. Zaragoza, España.

Nosetti, L, MA Herrero, M Pol, V Maldonado May, S Iramain y M Flores. 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, parte I. Demanda de agua y manejo de fluentes. *Invet FCVet UBA* 4 (1) 7-43.

Peluso, P y L Balagué. 1998. Arrecifes: un caso de Percepción ambiental. *Gerencia Ambiental* 42 112-114.

Sardi, GMI, L Carbó, M Flores, S Gil y MA Herrero. 2007. Wastewater management in milk production, problems associated with the use of water resources in Buenos Aires, Argentina. In *Environmental Change and Rational Water Use. Inter Geog Union for Water Sust.* 1 187-194.

Sudarmadi, CS, T Suzuki, H Kawada¹ y S Netti. 2001. Soemantri and Tugaswati. A survey of perception, knowledge, awareness, and attitude in regard to environmental problems in a sample of two different social groups in Jakarta, Indonesia. *Environ Dev and Sust.* (3) 169–183.

Tabara, JD. 1996. La percepción del los problemas de medio ambiente. Beta Editorial. Barcelona. España.

Williams D y K Wise. 1997. Perceptions of Iowa secondary school agricultural education teachers and students regarding sustainable agriculture. *Agr Educ Mag* 3.8(2) 15-20.

Compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como medida de la calidad del agua y sedimentos.

Extractable organic halogens (EOX) as a measure of the quality of water and sediment.

Autor: Adriana Laura Masciotta, Instituto Nacional de Tecnología Industrial, Av. General Paz 5445 - Casilla de Correo 157 B1650WAB - San Martín, Buenos Aires. Correo electrónico: alm@inti.gob.ar

Título Breve: Compuestos orgánicos extraíbles.

Palabras clave: Orgánicos halogenados extraíbles; Bioacumulación; Método EOX.

Keywords: Extractable organic halogens; Bioaccumulation; EOX method.

Compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como medida de la calidad del agua y sedimentos.

Adriana Laura Masciotta.

Resumen

Los compuestos orgánicos clorados son contaminantes persistentes en el ambiente y se pueden acumular a través de la cadena trófica en organismos acuáticos y humanos, dependiendo de sus propiedades lipofílicas. Como consecuencia, hay un interés para medir estos compuestos orgánicos, tanto desde la comunidad científica como del ámbito regulatorio.

El objetivo de este estudio es evaluar un método para la determinación de los compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como una medida de la calidad del agua y sedimentos.

Los resultados obtenidos constituyen una base para la aplicación de EOX como un parámetro conveniente que refleja la contaminación del ambiente por compuestos orgánicos clorados sin la necesidad de complejos análisis de componentes individuales.

Palabras clave: Orgánicos halogenados extraíbles; Bioacumulación; Método EOX.

Abstract

Organic chlorine compounds are persistent environmental contaminants and may be accumulated through the food chain to the aquatic organisms and humans, depending basically on their lipophilic properties. Consequently, there is an interest to measure these organic compounds from the scientific and regulatory communities.

The objective of this study is to assess a method for the determination of extractable organic halogens (EOX) as a measure of the quality of water and sediment.

The results obtained constitute a basis for the application of EOX as a convenient parameter that reflects the environmental pollution by organochlorine compounds without the need for complex analyses of individual components.

Keywords: Extractable organic halogens; Bioaccumulation; EOX method.

Introducción

En los últimos años se ha tomado una conciencia creciente de las amenazas a la salud humana y al ambiente que representa la liberación cada vez mayor de sustancias químicas de origen sintético. La acumulación de evidencias ha hecho que los esfuerzos se concentren en un grupo de sustancias denominadas contaminantes orgánicos persistentes, más conocidas como COPs, compuestos químicos resistentes a la degradación fotolítica, biológica y química.

Estos compuestos se caracterizan por su toxicidad a muy bajas concentraciones, su persistencia ya que pueden permanecer muchos años e incluso décadas antes de degradarse, su potencial de evaporación que les permite viajar grandes distancias por aire y por agua y su capacidad de acumulación en tejidos grasos.

La combinación de dichas características resulta altamente peligrosa. Su persistencia y movilidad hace que se los encuentre diseminados por todo el planeta, incluso lugares donde no se producen ni nunca han sido utilizados como por ejemplo en los casquetes polares o en remotas islas del Pacífico.

Los COPs son muy solubles en grasas y muy poco solubles en soluciones acuosas. Esta propiedad se conoce como lipofilicidad, y es responsable de su capacidad para atravesar membranas biológicas.

A causa de la lipofilicidad, su resistencia a la degradación y su lenta excreción, estas sustancias tienden a bioacumularse en los organismos vivos en el tiempo y posteriormente a moverse a través de las cadenas tróficas, propiedad conocida como biomagnificación.

A estas sustancias se le atribuyen una gran cantidad de efectos adversos para la salud humana y el ambiente. Se ha probado, en muchas de las sustancias, disminución de la reproducción, disfunciones endocrinas, inmunosupresión y cáncer. La Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) consideró a muchas de estas sustancias como posibles carcinógenos humanos.

Muchos de los COPs son compuestos halogenados, y en su mayoría clorados. Los enlaces carbono – cloro son muy estables frente a reacciones químicas como hidrólisis y oxidación, y se encontró que a mayor número de estos enlaces, más elevada es la resistencia a la degradación (Ritter *et al.* 1995).

Aunque existen algunas fuentes naturales de COPs, la mayor parte tienen su origen en fuentes antropogénicas.

A esta descripción responden los doce COPs considerados como prioritarios y objeto de interés de la Convención de Estocolmo.

En mayo de 2001, en Estocolmo, Suecia, un total de 127 países adoptaron el Tratado de las Naciones Unidas para prohibir o minimizar el uso de doce de las sustancias tóxicas más utilizadas en el mundo, consideradas causantes de cáncer y defectos congénitos en humanos y animales.

Las sustancias COPs, objeto de este convenio incluyen ocho pesticidas: aldrin, clordano, DDT, dieldrin, endrin, heptacloro, mirex, y toxafeno: dos productos de uso industrial: PCBs y hexaclorobenceno (también empleado como pesticida) y dos subproductos de procesos industriales: las dioxinas y furanos.

El objetivo de la Convención de Estocolmo ha sido impulsar medidas tendientes a eliminar, cuando sea posible, o restringir la producción y uso de los contaminantes orgánicos persistentes que se fabrican intencionalmente.

Además se busca minimizar la generación de los contaminantes producidos de manera no intencional, como las dioxinas y furanos (Unites Nations Environment Programme).

Los compuestos orgánicos halogenados que se encuentran en el ambiente se los puede clasificar en dos grandes grupos según su origen (Riva *et al.* 1996).

Directo:

Engloba a todos los compuestos orgánicos halogenados que se utilizan como insumos industriales, plaguicidas, solventes orgánicos, fluidos utilizados en transformadores y todos aquellos productos que se encuentran en el ambiente por vertido.

Indirecto:

Este segundo grupo esta constituido por aquellos compuestos que se originan en procesos en los que se pone en contacto cloro o derivados con materia orgánica. Entre ellos es de particular interés la producción de pasta de papel.

La primera etapa implica la separación de las fibras de celulosa, que están fuertemente unidas por la lignina, este proceso puede producirse mediante el agregado de productos químicos o por acción mecánica.

Una vez que se obtiene la pasta se continúa con una etapa de blanqueo cuyo objetivo es la eliminación de los restos de lignina. Se realiza, en muchos casos a través

de tratamientos con cloro, dióxido de cloro e hipoclorito de sodio, que liberan al ambiente compuestos orgánicos clorados. Se bien la mayoría de los productos que se forman son aún de naturaleza desconocida, se encontraron entre las sustancias asociadas, a las pertenecientes al grupo de dioxinas y furanos. Las dibenzodioxinas policlorados (PCDD) conocidas como dioxinas y los dibenzofuranos policlorados (PCDF) conocidos como furanos, son motivo de especial preocupación por su gran persistencia, toxicidad, bioacumulación y capacidad para ser transportado a grandes distancias. Las dioxinas y furanos no sólo son subproductos no intencionales de los procesos relacionados con el blanqueo de la pulpa del papel, sino también con fundiciones, fabricación de herbicidas y pesticidas, así como incineración de PVC.

La medición de los contaminantes químicos en general, requiere de métodos estandarizados confiables y con una aceptable incertidumbre (Lepom *et al.* 2009). Con ese propósito, se han desarrollado técnicas cromatográficas que permiten la detección de compuestos orgánicos halogenados en el ambiente. Entre ellas se destaca principalmente la cromatografía gaseosa con detector de captura de electrones y la cromatografía gaseosa con espectrómetro de masas (American Public Health Association, 2002). Estas técnicas tienen la ventaja de que permiten la identificación y cuantificación de los compuestos presentes en forma individual.

Sus principales desventajas son que requieren personal muy especializado y el equipamiento y los insumos empleados son costosos, así como también su mantenimiento. Además, en la mayoría de los métodos se emplean sistemas de extracción que requieren grandes cantidades de solventes orgánicos tóxicos (Sanchez *et al.* 2010).

Por consiguiente, el interés se centró en el desarrollo de nuevas técnicas más sencillas, menos costosas, más amigables con el ambiente y que no requieren personal altamente calificado. En este contexto surgieron a fines de los 70' los métodos conocidos como AOX y EOX, siglas para compuestos orgánicos halogenados adsorbibles en carbón activado y extraíbles, respectivamente.

Una de las desventajas de estas técnicas alternativas es que si bien proporcionan información sobre la cantidad total de compuestos halogenados, no permite identificar y cuantificar compuestos individuales.

El método para la determinación de AOX, según norma ISO 9561 (2004) implica los siguientes procesos, en primer lugar se desarrolla la adsorción sobre carbón activado de los compuestos orgánicos contenidos en la muestra de agua, por un procedimiento de agitación, mezclado o adsorción en columna.

Posteriormente se realiza la eliminación de los halogenuros inorgánicos por enjuague del carbón activado con una solución de nitrato de sodio acidificada con ácido nítrico. Luego se continúa con la pirolisis del carbón activado en el horno de combustión a 1000 °C, produciendo la conversión a dióxido de carbono y halogenuros de hidrógeno. Finalmente, los halogenuros de hidrógeno son conducidos a la celda de titulación, donde se los valora por microcoulombimetría.

Existe una fracción de interés en muestras sólidas, que se puede considerar más peligrosa aún que los AOX, que corresponde a los EOX (compuestos orgánicos halogenados extraíbles con solventes orgánicos).

El interés en el desarrollo de una metodología específica para la determinación de estos compuestos en matrices sólidas es que permite estimar la fracción de compuestos orgánicos halogenados que es soluble en solvente orgánico. Esta propiedad, sumado a la alta estabilidad y persistencia en el ambiente que presentan estos compuestos, hace que los EOX tengan una gran potencialidad de bioacumularse. (Niemirycz *et al.* 2005).

Para la determinación de EOX se extrae una masa de sedimento o suelo con un solvente orgánico, luego se inyecta una alícuota de extracto en el horno de pirolisis y el halogenuro de hidrógeno formado se valora por titulación microcoulombimétrica.

Se encontró que el acetato de etilo es el solvente de extracción más efectivo para la determinación de EOX en suelos y sedimentos cuando se lo comparó con otros solventes como hexano, recomendado por la norma DIN 38414/17 (1989).

Por su carácter polar es capaz de extraer la fracción más móvil y por lo tanto la que más afecta directamente los sistemas acuosos. A pesar de que se sospechaba que una extracción más efectiva de compuestos orgánicos polares con acetato de etilo, estaba acompañada por una extracción menos efectiva de compuestos no polares, se demostró que el acetato de etilo es también un solvente eficaz para la extracción de compuestos orgánicos halogenados no polares como los PCBs. (Reemtsma *et al.* 1995).

El objetivo de esta comunicación es evaluar una metodología que permita medir la calidad del agua y sedimentos a través de la determinación de los compuestos orgánicos halogenados extraíbles en solventes orgánicos (EOX).

La medición de los EOX se realizó según el método EPA 9023. Se empleó un equipo analizador de halógenos totales modelo ECS1200 marca Thermo que posee un horno donde se piroliza la muestra, transformándose los halógenos unidos a

compuestos orgánicos en halogenuros de hidrógeno. Los gases de combustión se burbujan en una celda de titulación microculombimétrica donde los halogenuros de hidrógeno son detectados y cuantificados. Los resultados se expresan como cloro total. Para la extracción con solventes orgánicos se empleó un equipo ultrasónico Testlab de 40 kHz y 400 W de potencia.

Luego de una etapa inicial de puesta en marcha del equipo, se continuó trabajando en la validación del método obteniéndose los siguientes resultados:

Calibración del sistema

Se procedió a la calibración de la celda de titulación con distintos volúmenes de soluciones de cloruro de sodio y ácido clorhídrico en el rango de 5 a 80 mg/L de Cl (Tabla 1).

Concentración de EOX teórica (mg/L de cloro)	Concentración de EOX teórica (mg/L de cloro)
2	1.95
5	4.71
10	10.43
20	20.49
43	44.66
87	89.09

Tabla 1. Resultados del estudio de linealidad por el método EOX.

Se realizó un estudio de linealidad en el rango elegido, obteniéndose un valor de coeficiente de regresión (r^2) de 0,9999 (Figura 1).

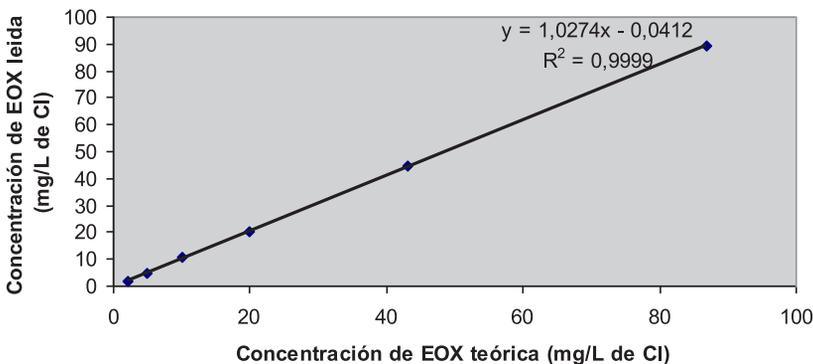


Figura 1: Calibración del método EOX.

Determinación de blancos

Se midió una serie de 10 blancos de acetato de etilo obteniéndose una media de 0,63 mg/L de Cl y un desviación estándar de 0,13 mg/L de Cl. El valor obtenido de coeficiente de regresión indica que el método de análisis es lineal en el rango de concentraciones estudiado. El valor obtenido para el blanco satisface los requerimientos del método de referencia EPA 9023.

Los resultados obtenidos constituyen una base para la aplicación de EOX como un parámetro conveniente que refleja la contaminación del ambiente por compuestos orgánicos clorados sin la necesidad de complejos análisis de componentes individuales.

Bibliografía

American Public Health Association, 2002. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th Ed. Washington DC, NY, 1268 pp.

DIN 38414 T17, 1989. Determination of organically bound halogens amenable to stripping and extraction, German Standard methods for the analysis of water, wastewater and sludge. Beth Verlag, Berlin.

EPA Method 9023, 1996. Organic halides (EOX) in solids.

ISO 9561: 2004 – Water quality-Determination of adsorbable organically bound halogens (AOX) Third edition.

Lepom, P, B Brown, G Hhanke, R Loos, P Quevauviller, Wollgast, J., 2009. Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive. Journal of Chromathography A, 1216) 302-315.

Niemirycz, E, A Kaczmarczyk., J Blazerjowski, 2005. Extractable organic halogens (EOX) in sediments from Polish rivers and lakes – a measure of the quality of the inland water Environment, Chemosphere, 61:92 – 97.

Reemtsma, T and M Jeket. 1995. Potential of ethyl acetate in the determination of extractable organic halogens (EOX) from soil, sediment, and sewage sludge, Chemosphere, 32(5):815-826.

Ritter, L, KR Solomon, M Forget, C O'Leary., 1995. POPs Assessment Report 1,2,3,1-45.

Riva, M.C., López Ribas D. (1996), AOX y medio ambiente, Boletín Intexter (UPC) 1(19):59 – 67.

Sanchez AJ., J Quintana, F Ventura, R Tauler, CM Duarte, S Lacorte., 2010. Stir bar sorptive extraction – thermal desorption gas chromatography – mass spectrometry: An effective tool for determining persistent organic pollutants and nonylphenol in coastal Waters in compliance with existing Directives. Marine Pollution Bulletin 60:103-112.

Unites Nations Environment Programme (UNEP) <http://www.chem.unep.ch/pops>

Uso del agua en la producción de carne bovina.

Water use for bovine meat production.

Autores: Alejandra Auer¹; Alejo Pérez Carrera^{1,2} y Alejandra V. Volpedo^{1,2}.

¹Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA), Universidad de Buenos Aires. ²Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET). Facultad de Ciencias Veterinarias, Av. Chorroarín 280 (C1427CWO). Ciudad de Buenos Aires.

Título breve: Agua y producción bovina.

Palabras clave: uso de agua, huella hídrica, agua virtual, producción de carne bovina.

Key words: water use, water footprint, virtual water, bovine meat production.

Uso del agua en la producción de carne bovina.

Alejandra Auer, Alejo Pérez Carrera, y Alejandra V. Volpedo.

Resumen

Durante los últimos años, Argentina ha ratificado internacionalmente su posicionamiento como país productor de agroalimentos, con capacidad para alimentar a una parte de la población mundial, en continuo crecimiento. Producir alimentos implica, entre otras cosas, consumir agua y por este motivo, el incremento en la demanda del recurso agua, su escasez y el deterioro de su calidad, han puesto de manifiesto la necesidad de evaluar la calidad y disponibilidad del recurso a fin de garantizar el desarrollo productivo. Un indicador de uso de agua ampliamente utilizado es el de *huella hídrica* de una persona, empresa o país, que es el volumen total de agua dulce utilizada (directa o indirectamente) para producir los bienes y servicios consumidos. Otro indicador cada vez más utilizado en los productos alimenticios es el de *agua virtual*, que hace referencia a la cantidad de agua que es o podría ser consumida en el proceso de producción de una unidad de alimento. En el caso de la producción animal, el agua ocupa un lugar destacado pues debe existir una provisión adecuada en cantidad y calidad para cubrir los requerimientos de cada especie animal y los servicios de agua asociados, además del agua utilizada para producir los alimentos requeridos por el ganado. Los diferentes sistemas de producción de ganado tienen distintos requerimientos de alimento y agua de bebida. Por otro lado, el consumo de agua está influenciado por una serie de factores dependientes del animal, de la dieta y del ambiente. Si bien el consumo de carne bovina en Argentina ha disminuido sensiblemente durante los últimos años, continúa siendo la principal fuente de proteína animal consumida. La asociación de este consumo con el uso del agua en la producción, se relaciona con la cantidad de agua que se “invierte” para producir 1 kilo de carne bovina, que estaría entre 12.000 y 15.000 L de agua aproximadamente. En el caso de la producción lechera, para obtener 1 L de leche bovina se requiere aprox. de 1.000 L de agua. Debido a la problemática actual del agua y la creciente demanda de alimentos, resulta fundamental optimizar la productividad del agua por kilogramo de carne obtenida, especialmente a través de una mayor eficiencia en el uso del agua para la producción de forrajes, bebida animal o servicios relacionados, de forma de obtener mayores rendimientos utilizando la misma cantidad de agua. En este marco, el objetivo de este trabajo es analizar el uso del agua en sistemas de producción de carne bovina de la provincia de Buenos Aires para fomentar su valoración y el uso racional del recurso.

Palabras clave: uso de agua, huella hídrica, agua virtual, producción de carne bovina.

Abstract

In the last decade, Argentina has ratified its international position as agriculture and cattle producer, with ability to provide food for a growing world population. Food production requires large quantities of water. For this reason, the increase in water demand, its scarcity and quality deterioration, highlight the need to assess water quality and availability to ensure productive development. A water use indicator widely used is the *water footprint* of a person, company or country, which is the total volume of freshwater used (directly or indirectly) to produce the goods and services consumed. Another widely used indicator in food products is the *virtual water*, which refers to the total amount of water consumed in the food production process. In livestock production, adequate water provision is essential to meet the requirements of the animals and the associated water services, in addition to the water used to produce livestock feed. Different livestock production systems have particular requirements for food and drinking water. The water consumption is influenced by a number of factors dependent on the animal, diet and environment. Despite beef consumption in Argentina has decreased in recent years, it still remains as the main animal protein source consumed. The relationship of this consumption with water use is associated with the amount of water that is “invested” to produce one kilogram of beef, which would be between 12,000 and 15,000 L. In the case of milk production, 1 L of bovine milk requires approx. 1,000 L of water. Water scarcity and the increasing food demand highlights the importance of optimizing water productivity per kilogram of meat produced, especially through the efficiency in water use for feed production, livestock consumption or associated services, to obtain higher production rates using the same amount of water. In this context, the aim of this paper was to analyze the water use in bovine meat production in the province of Buenos Aires to promote its valuation and the rational use of this resource.

Key words: water use, water footprint, virtual water, bovine meat production.

Introducción

El agua es uno de los recursos básicos para la vida y las actividades humanas, las cuales poseen requerimientos de agua específicos en calidad y cantidad. El desarrollo socioeconómico, el crecimiento demográfico y el cambio climático impactan sobre la sustentabilidad alimentaria de nuestro planeta, ya que los recursos a nivel global son limitados. Producir alimentos implica, entre otras cosas, consumir agua. Por este motivo, el incremento en la demanda de este recurso, su escasez y el deterioro de su calidad, han puesto de manifiesto la necesidad de evaluar la calidad y disponibilidad de este recurso a fin de garantizar el desarrollo productivo.

Durante los últimos años, Argentina ha ratificado internacionalmente su posicionamiento como país productor de agroalimentos, con capacidad para alimentar a una parte de la población mundial, en continuo crecimiento. Asociado a ello, en las últimas décadas ha habido un cambio en el sistema productivo agropecuario vinculado a una mayor agriculturización de las zonas más productivas del país, generando la intensificación de los sistemas ganaderos o el desplazamiento de la ganadería hacia otras regiones de Argentina.

En este contexto, es necesario contar con indicadores que den cuenta del uso del agua en la producción de alimentos, considerando los distintos sistemas productivos, la eficiencia potencial en la utilización del recurso y la cantidad de agua que se exporta junto a nuestros productos agroalimentarios, que debiera ser considerada dentro de los costos generados en la producción.

Huella hídrica y agua virtual

Entre los indicadores de uso de agua más utilizados aparecen los conceptos de huella hídrica y agua virtual. En el caso de la *huella hídrica*, representa el volumen total de agua dulce utilizada (directa o indirectamente) para producir los bienes y servicios consumidos (Hoekstra, 2003).

El concepto de *agua virtual* fue desarrollado por John Anthony Allan en 1993, pero recién en 2003 en el Tercer Foro Mundial del Agua (Japón) se globalizó este concepto. El agua virtual de un producto alimenticio hace referencia a la cantidad de agua que es o podría ser utilizada en el proceso de producción de una unidad de dicho alimento (FAO, 2003), es decir, el agua utilizada en la producción de un determinado bien y/o la contenida en el mismo. Este uso poco visible del agua también tiene implicancias económicas, pues existe un mercado global del agua virtual.

El mayor flujo de *agua virtual* (cerca del 61%) está relacionado con el comercio internacional de productos agrícolas entre países, mientras que el comercio de productos ganaderos contribuye con un 17% y el comercio de productos industriales con el 22% restante. El mercado global del agua virtual se ha incrementado significativamente durante los últimos años: en 1986 el volumen total de agua virtual comercializado fue de 259 km³/año, mientras que en 2007 fue de 567 km³/año (WWAP, 2009), es decir, aproximadamente un 120% en los últimos 20 años.

Este incremento del volumen total de agua virtual comercializado en la última década se da principalmente por el aporte de las exportaciones de agroalimentos desde Sudamérica (39%) y Norteamérica (25%) hacia Asia (Fader *et al.*, 2011). Los principales países sudamericanos exportadores de agua virtual son Brasil y Argentina (Figura 1). Según Pengue (2006), sería importante no sólo determinar el volumen de agua virtual que circula entre los países y/o por producto, sino reconocer el valor de existencia de dicho recurso como insumo fundamental, actualmente infravalorado.

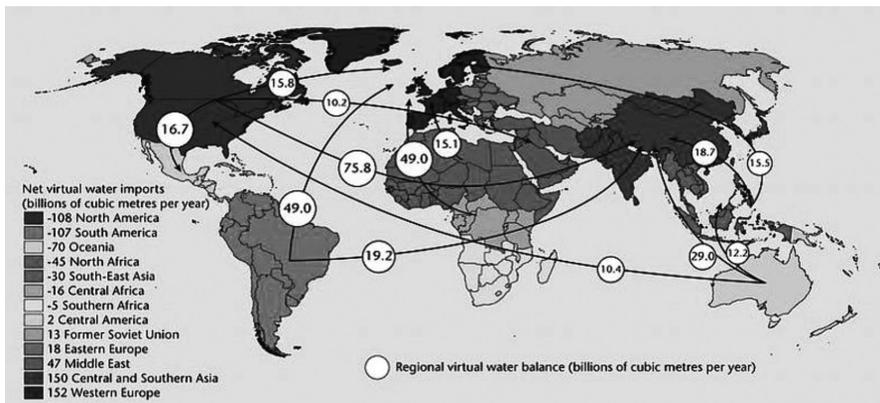


Figura 1. Flujo del agua virtual entre regiones en el periodo 1997-2001.

Fuente: World Water Assessment Programme (2009).

A modo de ejemplo de la cantidad de agua involucrada en la producción de carne bovina en Argentina y del flujo de agua virtual asociado, nuestro país exportó aproximadamente 240 mil toneladas de carne vacuna en 2011 (IPCVA, 2011), lo que representó una “inversión” de aproximadamente 3.52 10⁹ m³ de agua. A nivel mundial, la producción de carne bovina utiliza aprox. 32 mil millones de m³ de agua por año contribuyendo al 2,55% del volumen total de agua virtual comercializada (Fader *et al.*, 2011).

Importancia del agua para el desarrollo de actividades agropecuarias

En el caso de la producción animal, el agua ocupa un lugar destacado pues debe existir una provisión adecuada en cantidad y calidad para cubrir los requerimientos de cada especie animal y los servicios de agua asociados, además del agua utilizada para producir los alimentos requeridos por el ganado. Los distintos sistemas de producción de ganado tienen requerimientos de alimento y de agua de bebida diferentes. A su vez, el consumo de agua está influenciado por una serie de factores dependientes del animal, de la dieta y del ambiente.

En el caso particular de la carne bovina, en Argentina continúa siendo la fuente de proteína animal más importante tanto desde el punto de vista del consumo interno como de la exportación (Tabla 1).

La asociación de este consumo con el uso del agua, se relaciona con la cantidad de agua que se “invierte” para producir 1 kilo de carne bovina, que sería de aproximadamente 15.000 litros de agua (Mekonnen y Hoekstra, 2010).

Este valor de requerimiento de agua es relevante ya que conlleva a que los diferentes sistemas de producción de ganado, particularmente los de carne bovina, tengan la mayor contribución (33%) a la huella hídrica a nivel mundial, seguidos por los sistemas de producción lechera (19%), producción porcina (19%) y los pollos parrilleros (Mekonnen y Hoekstra, 2010).

En este contexto, y considerando que la población mundial estimada para el año 2020 será de aproximadamente 7.700 millones de habitantes (UN, 2011) y que nuestro país es uno de los países agroexportadores más importantes del mundo, tenemos el desafío de incrementar la producción de alimentos. Esto ha quedado plasmado en el Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial Participativo y Federal (PEA2) donde para el 2020 se propone un aumento de producción de carne y de granos para exportar, por lo que resulta fundamental optimizar la eficiencia de uso del agua por kilogramo de carne obtenida y valorizar el agua exportada en estos productos.

Faena	2006	2007	2008	2009	2010
Cabezas					
Faena					
Vacunos	13.415.160	14.955.659	14.660.284	16.053.027	1.882.706
Porcinos	3.057.976	3.200.155	3.121.887	3.339.609	3.234.133
Ovinos (1)	1.163.288	1.157.285	1.076.475	1.052.971	1.055.585
Ovinos (2)	4.474.185	4.451.096	4.140.288	4.049.889	4.059.942
Toneladas					
Exportación					
Vacunos (3)	565.057	539.011	429.360	661.378	309.874
Porcinos (3) (4)	307	437	1154	800	468
Ovinos (3)	12.778	9.600	9.912	12.522	8.524
Miles de toneladas					
Consumo					
Vacunos (5)	2.472	2.685	2.703	2.715	2.626
Porcinos (4) (5)	291	311	303	320	303
Ovinos (2) (5)	71	73	67	63	66

- (1) Faena con inspección sanitaria nacional del SENASA.
- (2) Estimación de la faena total del país a partir de datos del SENASA.
- (3) En toneladas equivalente res con hueso.
- (4) Carnes frescas, procesadas, fiambres, embutidos y chacinados.
- (5) En miles de toneladas equivalente res con hueso.

Tabla 1. Origen de la proteína animal consumida y exportada en Argentina 2006-2010.

Fuente: SENASA (2011).

Requerimientos de agua y eficiencia de uso

El agua es fundamental en las actividades agropecuarias ya que los animales la utilizan para su nutrición y crecimiento. La pueden obtener de tres fuentes: el agua de bebida, la contenida en el alimento y la que se produce durante el proceso de asimilación de los mismos. Los requerimientos netos de agua de un animal están dados por la cantidad de agua necesaria para mantener su balance corporal, es decir, la suma de las pérdidas de agua en heces y orina, pérdidas evaporativas por disipación del calor, más el agua retenida en el cuerpo en tejidos para crecimiento y preñez, así como la secretada en leche. Estos requerimientos (consumo poten-

cial de agua) varían en función distintos factores, relacionados con el *ambiente* (p. ej. temperatura ambiente, variación diaria de temperatura, humedad relativa, lluvia y viento), la *dieta* (p. ej. naturaleza del alimento, principalmente el contenido de humedad, nitrógeno, fibra y sal del alimento, consumo diario de materia seca, temperatura del agua de bebida, disponibilidad del agua) y el *animal* (p. ej. raza, peso vivo, estado fisiológico, nivel productivo) (Duarte, 2011).

Por otra parte, la eficiencia en el uso del agua o en la producción misma, repercute en la productividad del agua por kilogramo de carne obtenida, es decir, un uso más eficiente del agua y mejoras en la producción, permiten obtener mejores rendimientos utilizando la misma cantidad de agua. Sin embargo, en el sector ganadero existen diferencias regionales en la productividad que pueden verificarse a través del análisis de indicadores como el índice de destete (que relaciona la cantidad de terneros logrados sobre el total de hembras), que a nivel nacional se encuentra en aprox. un 65%; la tasa de extracción (cantidad de animales faenados en función del stock), que se encuentra entre el 24% y el 26% (existiendo mucha capacidad para mejorarlos); o al relacionarse la producción de carne con las cabezas faenadas, que es aproximadamente del 20% (PNUD, 2009). Todo esto impacta sobre la huella hídrica, ya que hace que se necesite una mayor cantidad de animales para producir una determinada cantidad de producto final (p. ej. kg de carne), con el consecuente aumento del consumo de agua.

Importancia de la ganadería de carne en la provincia de Buenos Aires

La provincia de Buenos Aires se encuentra dentro de la ecorregión Pampa (Morello *et al.*, 2012) que es una extensa planicie de padreras, con una escasa pendiente hacia el Océano Atlántico, con escasos sistemas lóticos y numerosos cuerpos de agua lénticos. El clima es templado (16 °C de temperatura media anual) y las precipitaciones promedio son de 900 mm anuales, existiendo un gradiente decreciente de humedad desde el este hacia el este y sudoeste (Matteucci, 2012). Esta región es una de las más importantes en cuanto a la producción de bovinos del país (PNUD, 2009).

Desde el siglo XIX hasta la actualidad, se han registrado cambios en el sistema productivo agropecuario argentino. Esto se ve reflejado en las tierras más productivas del país, donde se ha pasado de una ganadería extensiva a un sistema mixto ganadero – agrícola, para pasar luego a un sistema de agricultura continua con un crecimiento significativo de la ganadería intensiva de carne y/o leche, la cual utiliza insumos de esa agricultura (Viglizzo, 2008). Estas transformaciones de los ecosistemas (sumado al mayor uso de tecnologías) han cambiado la situación existente en

los primeros tiempos en la región pampeana, afectando la calidad de los recursos, los servicios ecosistémicos asociados y también sacando del sistema gran cantidad de estos recursos (costos generalmente no tenidos en cuenta); en algunos casos hasta llevarlos al agotamiento, pretendiendo ser posteriormente reemplazados artificialmente (p. ej. fertilizantes). Sin embargo, en el caso del agua, la limitante puede no ser de fácil resolución, siendo necesaria la consideración de estos costos para su reconocimiento y como freno al uso irracional de este recurso (Pengue, 2006).

En los últimos años, gran parte de la ganadería en Argentina, especialmente la actividad de cría, se ha desplazado fuera de la región pampeana, principalmente por el avance de la agricultura. En la provincia de Buenos Aires, durante el período 2008-2010 se observó una disminución de las cabezas de ganado bovino del orden del 19%; si se considera el siguiente período (2010-2011) se observa una recuperación en la cantidad de cabezas de ganado bovino en todas las categorías, a excepción de los novillos y novillitos (Tabla 2). De todas maneras, la provincia de Buenos Aires continúa registrando el mayor número de cabezas de ganado bovino del país, que representan aproximadamente un 33, 87% del stock nacional. Además, en la provincia se encuentra un 33,5% del stock de vientres de nuestro país (SENASA, 2011).

	Vacas	Vaquillonas	Novillos	Novillitos	Terneros	Terneras	Toros	Bueyes	Total
2008	8.198.616	2.390.868	1.183.162	1.403.838	3.052.897	3.092.112	423.563	254	19.745.310
2010	6.813.337	1.981.956	878.420	1.132.503	2.386.890	2.440.430	348.773	525	15.982.834
2011	6.881.679	2.236.884	739.345	1.005.572	2.433.424	2.556.504	344.878	575	16.248.861

Tabla 2. Evolución de la distribución de las existencias bovinas por categoría en la provincia de Buenos Aires.

Fuente: SENASA (2010, 2011).

Los sistemas actuales (principalmente en la invernada) han dejado de ser puramente pastoriles. Si bien el forraje proveniente de pasturas y verdes continúa siendo el componente principal de la dieta, la suplementación con silo de maíz y concentrado, y la inclusión de períodos de encierre a corral, han permitido aumentar la carga y consecuentemente, la productividad por hectárea (Rearte, 2003).

Sistemas intensivos vs extensivos

El sistema tradicional de producción ganadera en Argentina es el extensivo, con alimentación de base pastoril. Sin embargo, como mencionamos anteriormente, en los últimos años (y provocado principalmente por la utilización de las tierras más productivas para agricultura) se ha producido un desplazamiento de la ganadería

hacia zonas menos productivas y tierras marginales, y una disminución de la superficie destinada a la misma, con la consecuente intensificación del sector. Esto ha quedado manifestado también a través del aumento de los sistemas intensivos de engorde bovino, con hacienda alimentada a base de granos y concentrados.

Dentro de estos sistemas, existen diversos tipos organizacionales que van desde el más básico corral de encierre dentro del campo hasta los altamente profesionalizados “feedlots”, cuya actividad en Argentina ha aumentado en el último tiempo (PNUD, 2009). Sin embargo, estos sistemas de engorde aún no están generalizados en el país, dado que el mayor porcentaje de la producción de carne proviene de sistemas pastoriles, donde la base de la dieta la constituye el forraje bajo pastoreo de pasturas y/o verdeos (Moscuza, 2010). Aún así, los procesos de intensificación de los sistemas productivos son una alternativa cada vez más utilizada para mejorar los índices productivos y obtener mejores réditos del mercado.

En Argentina, este sistema generalmente se utiliza en la etapa de terminación del animal (*engorde a corral*), incorporando animales de 160-190kg de peso a los que se engorda alrededor de 100kg en 80 a 100 días (Moscuza, 2010). El 72% de estos animales corresponde a establecimientos emplazados en Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe, en concordancia con la principal zona productora de cereales del país. Según datos de SENASA (2010) respecto de los sistemas intensivos de engorde bovino, en la provincia de Buenos Aires se registraban un total de 947 establecimientos con un total de 686.696 bovinos en engorde, existiendo una tendencia al aumento de los animales producidos en este tipo de sistema.

Al comparar los sistemas intensivos y extensivos en función a la demanda de agua, se deben considerar distintos factores: por un lado, en los sistemas intensivos de engorde, la *base principal de alimentación* son los concentrados (con alto contenido de materia seca) y los forrajes secos, los cuales aumentan el consumo de agua, pues su aporte es mucho menor que en el caso de los forrajes verdes. Aproximadamente, cada 100 kg de alimento ofrecido, los henos y los concentrados aportan 10 L de agua, los silos 70 L y las pasturas 80 L (Duarte, 2011). En este aspecto, debemos considerar dos puntos: por un lado, el ganado alimentado a ración o que recibe suplementos concentrados tiende a beber con más frecuencia que el ganado en pastoreo exclusivamente (Bavera *et al.*, 2001) y por otro lado, el agua utilizada en los cultivos para la producción del alimento concentrado (grano), se pierde en el proceso de secado y producción de alimento, lo cual tiene gran implicancia para la huella hídrica.

Además, este tipo de sistema no suele contar con sombra para los animales, lo cual en épocas de elevadas temperaturas aumenta significativamente el consumo

de agua e impacta negativamente sobre el bienestar animal (Duarte, 2011). Como contrapartida, los animales en este tipo de sistema, se mueven menos que en los extensivos, por lo que en este sentido la demanda de agua es menor.

Los requerimientos de agua también dependen del *tipo de animal* y el “*destino*” del mismo. Por ejemplo, las vacas lecheras necesitan mayor proporción de agua en relación a su peso corporal, debido a que la lactación es el estado fisiológico que más incrementa los requerimientos de agua ya que ésta constituye el 87% de la leche. A su vez, hay una fuerte relación entre la tasa metabólica y el intercambio de agua corporal, por lo que los requerimientos de agua son mayores relativamente en animales jóvenes y altamente productivos, que en animales viejos y menos productivos (Duarte, 2011).

Finalmente, el agua que realmente ingiera el animal dependerá también de otros factores como: la frecuencia y periodicidad de la oferta de agua, la facilidad de acceso a la fuente de agua, las interacciones sociales y de comportamiento, la calidad del agua, etc. En los sistemas intensivos, generalmente la fuente de agua suele no estar muy alejada, por lo que beneficia la disponibilidad de agua para el animal, pero en este tipo de sistemas, la cantidad de animales por fuente de agua suele ser alto. Esto implica que la “competencia” por el agua suele ser mayor, afectando tanto factores de comportamiento animal como las características de las instalaciones de agua (tamaño, facilidad de acceso simultáneo y tasa de flujo o reposición) (Duarte, 2011).

El requerimiento de agua de bebida diaria por bovino está reportado en la bibliografía en un rango entre 5% y 10% de su peso vivo (Costa, 2007). Por ejemplo, para un animal de 400 kg, se estima que consume entre 20 y 40 L de agua de bebida por día. En este caso, los cálculos se hacen por animal, pero sería más útil considerarlo por kg de carne obtenida, dado que de esta manera se estaría incluyendo la eficiencia de la producción y una mayor cantidad de eslabones de la cadena productiva, que cuando se analiza únicamente por cabeza de ganado.

En la Tabla 3 se muestra el requerimiento de agua de bebida para bovinos, en función de las diferentes categorías de animales y de acuerdo con las existencias ganaderas registradas en la provincia de Buenos Aires (SENASA, 2011). Los animales de mayor peso promedio como vacas, vaquillonas y toros, consumen las mayores cantidades de agua; en el caso de las vacas, este consumo se incrementa significativamente en animales gestantes o en lactación. Es importante destacar que, además de los requerimientos de cantidad de agua, es fundamental considerar la calidad de agua que debe ofrecerse a los animales para optimizar la producción.

Categoría	Cabezas	Consumo de agua L/día	Volumen agua L/día	Volumen anual (m ³)*
Vacas	6.881.679	35	240.858.765	240.858,7
Vaquillonas	2.236.884	25	55.922.100	55.922,1
Novillos	739.345	15	1.109.0175	11.090,1
Novillitos	1.005.572	15	15.083.580	15.083,6
Termeros	2.433.424	10	24.334.240	24.334,2
Terneras	2.556.504	10	25.565.040	25.565
Toros	344.878	35	12.070.730	12.070,7
Total	16.198.286		384924630	384924,6

*1m³= 1000 L

Tabla 3. Requerimientos de agua de bebida en bovinos para producción de carne en la provincia de Buenos Aires.

Fuente: Elaboración propia en base a datos de SENASA (2011).

Si se consideran los diferentes requerimientos de agua en los sistemas productivos, es importante destacar que la mayor demanda para la producción de carne proviene del agua necesaria para la producción de alimentos para los animales, que representa hasta un 98% del total del agua utilizada (Mekonnen y Hoekstra, 2010).

Sin embargo, existen otros factores importantes que impactan considerablemente en el cálculo de la cantidad de agua que demanda la producción de carne, como es el agua utilizada para cubrir los servicios de agua asociados con la producción ganadera, por ejemplo la limpieza de instalaciones, limpieza de animales, operaciones de refrescado de los animales, entre otras. En el caso de animales adultos, en sistemas intensivos de engorde, se estima que la cantidad de agua utilizada para cubrir estas necesidades es alrededor de 11 L/animal/día. En el caso de los sistemas extensivos, la cantidad de agua utilizada está alrededor de 5L/animal/día (Chapagain y Hoekstra, 2003). A nivel regional, en América Latina, se estima que la cantidad de agua utilizada para cubrir los servicios de agua de los sistemas de producción bovina está alrededor de 0,7 km³/año (FAO, 2006).

Por último, el consumo de agua durante el proceso de faena, también es significativo. Se estima que estas actividades (faena, evisceración, etc.) demandan entre 6 y 15 L de agua por kg de carcasa animal (MRC, 1995). Considerando la faena realizada a nivel nacional en 2011 (11.882.706 bovinos), se puede estimar que un consumo de agua aproximado entre 71.296,2 y 178.240,6 m³ de agua utilizada para estas operaciones.

Consideraciones finales

En un contexto de subvaloración y aumento de la demanda de un recurso cada vez más escaso y degradado como el agua, se torna ineludible la necesidad de contar con herramientas que favorezcan su valoración y un uso racional y eficiente del mismo. Para ello, es necesario conocer el estado, tendencias y riesgos asociados con los diferentes usos de este recurso vital, por ejemplo, a través de indicadores como la huella hídrica y el agua virtual. Esto es de fundamental relevancia en un país agroexportador como Argentina, ya que la producción agropecuaria, como por ejemplo la carne bovina, demanda un gran aporte de agua para cubrir los requerimientos de los animales; especialmente para la producción de alimentos para el ganado y la provisión de agua de bebida, como para las actividades asociadas que requieren grandes volúmenes de agua. Es por ello que los estudios locales relacionados a la temática debieran propiciarse, a fin de que la información generada facilite la eficiencia de uso en los distintos sistemas productivos e incorpore el coste del recurso en el comercio de agua virtual.

En este sentido, sería importante considerar en el análisis, las consecuencias sociales implicadas, dado que, como recurso escaso, su sobreutilización para un determinado fin, puede implicar una menor disponibilidad para otros usos, afectando a la población local. A su vez, serviría para analizar las consecuencias del desplazamiento de la ganadería hacia zonas marginales o menos aptas para este tipo de actividades.

Considerando que se trata de un recurso tan valioso y necesario para la vida, las actividades productivas, las recreativas, etc., es fundamental considerarlo estratégicamente y aprovechar la situación favorable de nuestro país. Teniendo en cuenta la importancia y la mayor demanda esperada de alimentos a nivel mundial, sería útil analizar la huella hídrica de los diferentes productos alimenticios por caloría aportada, dado que la diferencia puede llegar a duplicar la huella hídrica por kg de producto. Por ejemplo, la producción de 1 kg de carne bovina requiere de aprox. 10 veces más agua que la producción de 1 kg de cereales, pero si lo consideramos por calorías producidas, la huella hídrica de la carne bovina es aprox. 20 veces mayor que la de los cereales (10,19 L/kcal vs 0,51 L/kcal).

A su vez, sería interesante contar con cálculos más exactos sobre los distintos sistemas de producción ganadera, incorporando al análisis de los sistemas extensivos e intensivos, no sólo la cantidad (y calidad) de agua requerida, sino también cómo vuelve al sistema la utilizada en la producción del alimento del ganado, la limpieza de las instalaciones, maquinarias, etc. De esta forma, se favorecería la incorporación de estos temas en las políticas públicas o en las reglamentaciones vinculadas a estas actividades.

En conclusión, consideramos que en Argentina debieran profundizarse los estudios que contemplen la cantidad y calidad de agua que demanda la producción ganadera considerando las diferentes regiones del país, los distintos sistemas productivos y las diferentes especies de ganado y sus categorías, a fin de poder definir con exactitud los requerimientos de agua. Además, debería destacarse la necesidad de realizar un análisis detallado de los procesos para poder establecer los lineamientos generales que sirvan de base a planes de acción concretos de eficiencia en el uso del agua en estos sistemas productivos.

Bibliografía

Bavera, G., Rodríguez, E., Beguet, H., Bocco, O. y Sánchez, J. 2001. Manual de aguas y aguadas para el ganado. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires.

Chapagain, A.K. y Hoekstra, A. 2003. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water Research report Series Nº 13. UNESCO-IHE.

Costa, N.D. 2007. Reducing the meat and livestock industry's environmental footprint. *Nutrition & Dietetics*; 64: 185-191.

Duarte, E. 2011. Uso del Agua en establecimientos agropecuarios. Sistema de abrevadero (Parte I) ¿Cuánta agua toma una vaca? *Revista Plan Agropecuario. RECURSOS NATURALES*. 52-55.

Fader M., Gerten, D., Thammer, M., Heinke, J., Lotze-Campen, H., Lucht, W., y Cramer, W. 2011. Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15: 1641-1660.

FAO. 2003. El impacto real del agua virtual sobre el ahorro de agua. Por que la productividad del agua es importante para el desafío global del agua. Roma, 2003.

FAO. 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. Rome. 414 pp.

Hoekstra, A.Y. 2003. Virtual water trade between nations: A global mechanism affecting regional water systems. *IGBP Global Change News Letter*, 54:2-4.

IPCVA (Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina). 2011. Argentina. Exportaciones de Carne Vacuna. Diciembre 2011. Disponible en www.ipcva.com.ar

Mautteucci, S.D., Moreno, J.; Rodríguez, A. y Silva, M. 2012. Ecorregion Pampa. En: Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez y M.E. Silva. (eds) FADU-GEPAMA- Universidad de Buenos Aires. 391-445.

Mekonnen, M.M., y Hoekstra, A.Y. 2010. The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products. Value of Water Res. Rep. Ser. N° 48. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.

Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez y M.E. Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. FADU-GEPAMA- Universidad de Buenos Aires. 753 pp.

Moscuzza, C.H. 2010. Intensificación de la producción agropecuaria. Capítulo del libro Aspectos Ambientales de las Actividades Agropecuarias. Editores: Fernandez Cirelli, A., Moscuzza C.H., Pérez Carrera, A.L., Volpedo, A.V. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-CONICET) Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad de Buenos Aires. 2° edición.

MRC (Meat Research Corporation). 1995. Identification of nutrient sources, reduction opportunities and treatment options for Australian abattoirs and rendering plants. Project N° M445.

Pengue, W.A. 2006. Agua virtual, agronegocio sojero y cuestiones económico ambientales futuras. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: www.produccion-animal.com.ar

PNUD Argentina. 2009. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Caracterización de la Producción Ganadera en Argentina frente al Cambio Climático.

Rearte, D. 2003. EEA INTA Balcarce. El futuro de la ganadería argentina. Disponible en: http://www.produccionbovina.com/informacion_tecnica/origenes_evolucion_y_estadisticas_de_la_ganaderia/ 17-futuro_ganaderia_argentina

SENASA. 2010. Análisis comparativo de las existencias ganaderas 2008-2010. Informe Estadístico N° 13.

SENASA. 2011. Sistema de Gestión Sanitaria. Dirección de Control de Gestión y Programas Especiales. Dirección Nacional de Sanidad Animal.

UN (United Nations). 2011. World Population Prospects: The 2010 Revision. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat. Disponible en: <http://esa.un.org/unpd/wpp/index.htm>

Viglizzo, E.F. 2008. Impacto ecológico-ambiental de los cambios en la relación ganadería – agricultura. Revista Argentina de Producción Animal 28 (2): 169-172.

WWAP (World Water Assessment Programme). 2009. Disponible en: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/>

El marco regulatorio del Agua en Argentina y sus implicancias en la gestión integrada del agua. Impacto sobre las actividades agropecuarias.

Implications of the regulatory framework on integrated water management in Argentina. Impact on agricultural activities.

Autor: Matías Muñoz. Departamento de Derecho Privado, Facultad de Derecho Universidad de Buenos Aires. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Instituto de la Universidad de Buenos Aires. Av. Chorroarín 280 - C1427CWO - Buenos Aires – Argentina. ceta@fvet.uba.ar

Título Breve: Regulación del agua en la producción animal.

Palabras Clave: Legislación, agua, Argentina, gestión integrada, recursos hídricos, actividades agropecuarias.

Keywords: legislation, water, Argentina, integrated water management, water resources, agricultural activities.

El marco regulatorio del Agua en Argentina y sus implicancias en la gestión integrada del agua. Impacto sobre las actividades agropecuarias.

Matías Muñoz.

Resumen

El marco legal del agua en Argentina, se encuentra subsumido en un marco más amplio que es el del ambiente. Nuestra Constitución Nacional, distribuye competencias entre Nación, que determina los presupuestos mínimos que deben ser considerados, y las Provincias, que cuentan con el dominio de sus recursos naturales originarios. Esta disposición de la Carta Magna, puede ocasionar serios inconvenientes en la práctica, debido a la falta de adecuación legislativa y a la intervención de múltiples organismos ejecutores. La atención a los presupuestos mínimos y a la gestión integrada del agua, puede aportar herramientas eficaces a los fines de unificar criterios y armonizar competencias. Por otra parte, debe prestarse especial atención a la regulación del agua para las actividades agropecuarias, dado que representan un área estratégica y prioritaria para nuestro país, y a su vez demandan un importante caudal del recurso agua para su desarrollo.

Palabras Clave: Legislación, agua, Argentina, gestión integrada, recursos hídricos, actividades agropecuarias

Abstract

The legal water framework in Argentina can be found within an upper level, the legal environmental framework. The National Constitution distributes competences between the Nation, which determines the minimum budgets to be considered, and the provinces, which in this case are the legal owners of their natural resources. This disposition of our Constitution, may lead to serious problems in the practice, due to the lack of legislative alignment and the intervention of multiple executing agencies. The focus on minimal budget and on the integrated water management may provide an effective tool to unify criteria and clarify competences. In the other hand, it must be paid special attention to the regulation of water for agricultural activities, since they represent an strategic and priority area for our country, and in turn demand a significant flow of water resources for its development.

Keywords: legislation, water, Argentina, integrated water management, water resources, agricultural activities

Introducción

El agua es un factor clave y determinante para la vida. Su regulación es esencial a los fines de establecer directrices que permitan la sostenibilidad del recurso. El Código Civil Argentino -que tuvo previsiones en cuanto a su dominio y competencia- se encuentra desactualizado ante el nuevo paradigma ambiental (Muñoz, 2007), que exige adecuar la regulación al reciente reconocimiento Constitucional, observar las disposiciones de los Instrumentos Internacionales suscriptos por nuestro país, y cumplir con los presupuestos mínimos previstos en las leyes complementarias que al efecto se han dictado.

A partir de la reforma constitucional ocurrida en el año 1994, nuestra Carta Magna ha distribuido competencias entre la Nación y las Provincias, que deben necesariamente ser articuladas a través de la cooperación, para arribar a una adecuada preservación del recurso agua.

Además de una adecuada regulación, puede resultar valioso atender al concepto de gestión integrada del agua. Este paradigma, que se ha puesto de relieve (Valls, 2009a), puede proporcionar una herramienta que ayude a lograr una gestión eficaz, articulando los recursos naturales de cada región y los distintos objetivos que se persiguen, sin descuidar la cooperación y la sostenibilidad en la ejecución de las acciones, con especial referencia a aquellas que hacen a las actividades agropecuarias, toda vez que dicha área ocupa un porcentaje mayor en cuanto al uso del recurso.

Legislación del agua en Argentina: competencias y conflictos

El marco regulatorio del agua se inscribe en uno más amplio que es el del ambiente. La Constitución Nacional en su artículo 41 reconoce a todos los habitantes el derecho a un ambiente *“sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”*. Asimismo, atribuye a la Nación la potestad -y el deber- de dictar normas que contengan presupuestos mínimos de protección a los efectos de alcanzar dichos fines (Conf. Art. 41 Constitución Nacional). Dicho cuerpo normativo, señala también que las Provincias cuentan con el dominio *“originario”* (Cassagne, 2007) de sus recursos naturales, de conformidad con lo preceptuado en el art. 124. Por otra parte, el Congreso Nacional puede dictar presupuestos mínimos relacionados al derecho civil, penal, administrativo, comercial, de acuerdo al art. 75 inc.12 y aprobar o desechar tratados o convenciones (art. 75 inc. 22, Constitución Nacional).

El Código Civil de la República Argentina data del año 1869 (Entró en vigor el 1º de enero de 1971; Ley 340, ADLA – 1852-1880) y si bien ha tenido una importante serie de reformas, entre las cuales se destaca la ley N° 17.711, sus previsiones no contemplan adecuaciones a nuestra nueva Constitución Nacional en materia ambiental. Desde la reforma del año 1994, nos encontramos ante un nuevo derecho de daños, distinto al previsto para el sistema clásico de responsabilidad civil.

En cuanto al actual proyecto de reformas al Código Civil y Comercial de la Nación, debe comentarse que en el Anteproyecto de reformas se encontraba previsto en el art. 241 *“Derecho fundamental de acceso al agua potable. Todos los habitantes tienen garantizado el acceso al agua potable para fines vitales”*. Dicha norma fue modificada por el PEN, por el siguiente texto: *“Jurisdicción. Cualquiera sea la jurisdicción en que se ejerzan los derechos, debe respetarse la normativa sobre presupuestos mínimos que resulte aplicable”*. El cambio ocurrido en el referido artículo, si bien es correcto desde el punto de vista constitucional, diluye una norma específica sobre el recurso y que hubiese significado quizás un principio esencial a los fines de garantizar el recurso a la población.

Esta distribución de competencias, genera conflictos entre provincias, o entre una provincia y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Valls, 2009-b), toda vez que en la gestión y ejecución, se ven involucrados una multiplicidad de organismos y autoridades de aplicación con distintos criterios e intereses. Esto se produce por distintas circunstancias. Una de ellas, se encuentra planteada por la referida distribución constitucional de competencias. La segunda de ellas tiene lugar porque, a nivel legislativo, no existe armonía: incluso aquellas provincias que reformaron su Constitución en forma posterior a 1994, no han adecuado sus preceptos a la Constitución Nacional. Por otro lado, en la práctica ocurre –en especial en cuanto a aguas interjurisdiccionales- que cada estado provincial (o la Ciudad) poseen distintos intereses de distintos sectores económicos y sociales, lo cual produce inconvenientes a la hora de gestionar el recurso. Estos inconvenientes, han sido salvados parcialmente a través de los llamados acuerdos interjurisdiccionales (Valls, 2009a), o por ejemplo a través de la adhesión a una ley, tal como se ha hecho en el caso de la Cuenca Matanza-Riachuelo (ley N° 26.168).

La referida articulación y/o armonización, debe considerar los distintos aspectos de cada región, sus intereses, sus implicancias económicas y sociales.

Presupuestos mínimos y principios en la legislación

La Ley General del Ambiente (ADLA, LXIII-A, 4) proporciona un abanico de *objetivos, presupuestos mínimos y principios* a los cuales debe atenderse para la gestión,

uso y preservación sostenible del ambiente en general (y del agua en particular). De los principios que han sido consagrados en dicha ley, deben considerarse especialmente como rectores para arribar a una armonización, los principios de solidaridad y cooperación, que proponen la colaboración y complementariedad entre estados para cumplir con los Presupuestos Mínimos Constitucionales. Estos principios se cristalizan en la práctica, cuando un órgano toma parte del proceso de toma de decisiones de otro, llevando a cabo acciones coordinadas (Ricci y De la Vega, 2009).

Respecto a la normativa específica referida al recurso agua, a nivel nacional se registra la ley 25688 (ADLA, LXIII-A,16) de presupuestos mínimos sobre gestión de agua; a nivel provincial, se han dictado Códigos de Aguas (Mendoza, Salta, Santiago del Estero, Córdoba, Buenos Aires); en la Ciudad de Buenos Aires, se ha dictado la ley del agua N° 3295 (Valls, 2009-b).

La importancia de la Gestión Integrada del Agua

Una herramienta que puede ser considerada importante para coordinar esfuerzos es la gestión integrada del agua. Adoptar este paradigma, ayuda a la cooperación entre los distintos actores responsables. Ante un escenario en el cual cada uno de los múltiples órganos y autoridades de aplicación pueden emprender acciones que afecten al recurso del vecino, comprender que la gestión y los distintos usos del agua son interdependientes. Esto implica considerar el conjunto de las actividades, ya que el uso del agua para las actividades agropecuarias, industriales, domésticas, -según como se gestione- se ven afectadas entre sí.

Por ello, a la hora de tomar decisiones, en la *praxis* puede resultar una vía útil para plasmar los principios de solidaridad y cooperación, atendiendo al impacto que pueden causar las acciones no coordinadas. Asimismo, pueden conducir a la armonización de la regulación, toda vez que las normas que se emitan, consideraran dicho factor.

En el mismo sentido, atender a este concepto puede significar abrir el juego a la participación de la población y de otros actores involucrados para una gestión más eficaz, ya que cuando se considera la gestión integral del agua, se tienen en cuenta otros aspectos, como ser la afectación sobre los objetivos de la estructura social, económica e institucional, considerando -por supuesto- el desarrollo sostenible.

Los distintos usos, las autoridades responsables y el acceso al agua como derecho humano.

El agua, como recurso, es utilizado para distintas actividades: agropecuarias (70 %), industriales (20%) y domésticas (10 %) (FAO, 2009). Ello lleva a que existan distintas autoridades responsables de garantizar el adecuado suministro en cantidad y calidad para cada una de esas actividades. En sintonía con lo indicado en acápite precedentes, ello puede generar conflictos en la gestión, toda vez que los cursos de acción pueden no encontrarse coordinados.

Se ha prestado especial atención al acceso al agua para consumo de la población. La Asamblea General de la ONU (ONU, 2010; Valls, 2010a) ha reconocido que el acceso al agua potable (para ser considerada tal, debe tener características físicas, químicas y microbiológicas adecuadas a los estándares previstos en el Art. 982 del Código Alimentario Argentino) en calidad y cantidad para satisfacer necesidades básicas, es un derecho humano. A nivel mundial, el 11% de la población no tiene acceso al agua potable, mientras que el 37% no tiene acceso a servicios de saneamiento (WHO, Progress on drinking water and sanitation, 2012). Estos datos, que indican una realidad optimista –se ha producido una notable mejora en los últimos veinte años- con vistas a cumplir las metas propuestas para el año 2015 (Objetivos de Desarrollo del Milenio para el año 2015), no reflejan la heterogeneidad que reina entre los distintos países.

En Latinoamérica (región que dispone el 26% de los recursos hídricos mundiales), el 7% de la población no tiene acceso a agua potable y el 20% no tiene acceso a sistemas de saneamiento mejorado. En Argentina, la relación es similar. Todos estos aspectos influyen a la hora de contabilizar los casos de muerte por enfermedades asociadas al consumo de agua proveniente de fuentes contaminadas.

Por lo expuesto, es importante que exista una visión integral de este recurso, atendiendo a la interdependencia que su uso tiene en todas las actividades y la importancia que adquiere garantizar el acceso al agua para consumo humano. Existe una cadena de responsabilidades entre las distintas autoridades de aplicación de cada Estado Provincial, de la Ciudad de Buenos Aires y de la Nación, que debe ser coordinado. Por otra parte, Argentina debe respetar el compromiso asumido a través de la suscripción de Tratados internacionales sobre la protección del recurso, los cuales engendran responsabilidad para el Estado ante la comunidad internacional.

Regulación del agua para las actividades agropecuarias

Debe ser considerado que el uso del agua –y las condiciones de uso- para las actividades productivas, también tienen relevancia (en especial en nuestro país) y debe garantizarse el suministro en cantidad y calidad. En cuanto a las actividades agropecuarias, la calidad del agua que se utiliza tiene especial trascendencia, ya que se transfiere de los alimentos al ser humano (Nayek *et al.*, 2010).

Si buscamos antecedentes normativos al respecto, encontraremos precedentes incluidos en el catálogo que ofrece el derecho agrario, pero nuestra búsqueda carecerá de disposiciones específicas referidas al agua, y sus niveles de calidad y cantidad para ser utilizada en las actividades agropecuarias.

El Código Rural de la Provincia de Buenos Aires (Ley 469, año 1865, también conocido como “Código Alsina”), tuvo preceptos referidos a la policía administrativa, la sanidad e higiene animal, entre otras cuestiones. Precedió en el Código Civil y se mantuvo en vigencia (material, pues no fue derogado formalmente) hasta la sanción de éste último. En forma concomitante, durante ese tiempo se dictaron códigos en otras provincias argentinas (Santa Fe, Catamarca, Corrientes, y Córdoba). Más tarde, se promulgó la ley N° 3088, Código Rural para los territorios nacionales, que contenía algunos preceptos de avanzado tinte ambiental.

Luego, contamos con un amplio marco normativo compuesto por leyes, decretos, y disposiciones en general, referidos a las actividades agropecuarias, que han sido adecuadamente descritas (Valls, 2010b). Sin perjuicio de ello, ninguna de las referidas hace articulación alguna sobre un tema de vital importancia, como es el relacionado al agua para estas actividades, considerando que constituye un recurso invaluable para ellas.

En el mismo sentido, debido a la transferencia de contaminantes a la cadena alimentaria, la calidad del agua utilizada (V.gr. para bebida animal) puede comprometer la seguridad alimentaria (FAO, 2004; Gerbens-Leenes y Nonhebel, 2004). Si bien se han previsto medidas en el disperso marco legislativo, como por ejemplo los niveles indicados en el Anexo II, Tabla 6 del Dec. Reg. 831/93 (Reglamentario de la Ley N° 24.051 de Residuos Peligrosos), así como también las disposiciones que emite la Subsecretaría de Recursos Hídricos (las mencionadas normas no son armónicas entre sí), resulta necesario elaborar normas específicas sobre los estándares adecuados.

Por ello, deben considerarse estos elementos, teniendo en cuenta para una adecuada regulación, no solo una mirada a nivel nacional de presupuestos mínimos,

sino también los resultados obtenidos en los distintos estudios realizados sobre cada una de las regiones productivas.

En efecto, cada región tiene sus particularidades, y en ello jugarán un papel fundamental los estudios realizados, así como también será relevante poner en práctica políticas que permitan plasmar en hechos los principios de cooperación y solidaridad.

Conclusiones

La regulación del agua en Argentina se inscribe en el marco legal del ambiente. Por ello, para una correcta interpretación e integración normativa, se debe considerar la distribución de competencias obrante en nuestra Constitución, que atribuye al Congreso Nacional la previsión de los presupuestos mínimos y reserva para las provincias el dominio de los recursos naturales. Existe legislación específica sobre el agua, tanto a nivel nacional, como a nivel provincial y en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pero carece de armonía. En cuanto a la ejecución de las políticas sobre el recurso, se debe tener en cuenta que actúan distintos niveles gubernamentales –nación, provincia, municipio- a través de distintos órganos que han sido diseñados al efecto y que también desarrollan normas sobre el recurso y por ello pueden generarse conflictos entre estos distintos actores, toda vez que se comprometen distintas regiones e intereses.

Una de las herramientas que puede resultar útil es la gestión integrada del agua, la cual considera al recurso como un todo, prestando atención a los distintos intereses que pueden verse implicados, así como también incluye los aspectos económicos y sociales de las acciones a ejecutar. Otros elementos también valiosos que deben ser considerados son los presupuestos mínimos y los principios establecidos en la legislación complementaria, en especial aquellos que hacen a la cooperación, dando lugar a la participación de un actor en el proceso de toma de decisiones de otro.

Estos elementos nos pueden brindar una salida para realizar una interpretación normativa integradora nación-provincias-ciudad, así como también puede resultar una solución para los conflictos que se derivan de la ejecución de acciones por parte de los múltiples órganos competentes.

Dichas consideraciones resultan importantes a la hora de adecuar el marco legal del agua, teniendo en cuenta que existen vacíos en áreas específicas, en especial la que hace referencia al uso del agua para las actividades productivas, que guarda íntima conexión con el agua utilizada para otras actividades, en particular para consumo humano.

Por ello, es menester adecuar el marco legislativo específico del agua, considerando las actividades que involucra, las regiones implicadas, y los resultados obtenidos de los estudios que periódicamente se realizan sobre el recurso, a los fines de coordinar las medidas y propender a un uso integrador y sostenible de uno de los más preciados bienes jurídicos y de la vida: el agua.

Bibliografía

ADLA (Anales de Legislación Argentina), LXIII-A,4.

ADLA(Anales de Legislación Argentina), LXIII-A,16.

ADLA (Anales de Legislación Argentina) 2007 - A, 39.

ONU, Asamblea General, en su plenario 64, reunión 198 del 28 de julio de 2010 (GA/10967 document A/64/L.63/REV.1).

ONU, Asamblea General, en su plenario 8, reunión del 13 de septiembre de 2000. Declaración del milenio (A/55/L.2).

Cassagne, Juan Carlos (2007 *“El art. 124 de la Constitución y el dominio originario”* Academia Nacional de Derecho El término “originarios” inserto en el comentado art. 124 CN, ha llevado a una interesante discusión doctrinal.

Código Alimentario Argentino.

Constitución Nacional de la República Argentina.

FAO (2004). Water FAO: Water Resources, Development and Management Service.

FAO (2009) Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. *La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones.*

P.W. Gerbens-Leenes, S. Nonhebel (2004) *Critical water requirements for food, methodology and policy consequences for food security.* Food Policy 29:547-564.

Ley 469, “Código Valentín Alsina”, 31/10/1985. Digesto Jurídico de la Provincia de Buenos Aires. <http://www.gob.gba.gov.ar/intranet/digesto/PDF/00469.pdf>

Ley Nº 24.051 de Residuos Peligrosos (ADLA, LII-A, 52).

Decreto Nacional Reglamentario PEN N° 831/1993.

Muñoz, M., 2007. Legislación, Interdisciplinariedad y Educación como respuesta a la problemática ambiental. XXI Jornadas Nacionales de Derecho Civil. Tomo II, Edit. Rubinzal-Culzoni .

Nayek, S., S Gupta y R Sahab. Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 178: 588-595 (2010).

Ricci, R y A De la Vega., 2009 Principios para la articulación del ejercicio de competencias ambientales desde el federalismo de cooperación. *Revista de Derecho Ambiental*, Edit. Abeledo-Perrot. 149 pp.

Valls, M., 2009^a. El paradigma de la gestión del agua integrada y por cuencas. Temprano acogimiento del dogma del desarrollo sostenible. *eIDial.com* - DC1076.

Valls, M., 2009b. Comentario a la ley N°3295 “Ley del Agua” de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. *eIDial* DC129E.

Valls, M., 2010^a. Acceso al agua potable, un derecho humano. *eIDial.com* - DC13D1
Valls, M., 2010b. Derecho Agrario y Derecho Ambiental. *eIDial.com* – DC12B1 (2010b).

WHS, 2012. World Health Organization. Progress on drinking water and sanitation. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2012/jmp_report/en/index.html

Índice

- 03** Prologo
- 07** Una mirada transdisciplinaria sobre el agua:
10 años de experiencias.
- 11** La calidad de agua como factor clave en la producción animal.
- 39** Calidad del agua del arroyo Tapalqué para bebida de ganado.
- 53** Efecto de la salinidad y la concentración de nutrientes en las floraciones de cianobacterias de una laguna costera de Uruguay.
- 73** Huella hídrica de la cadena láctea de La Pampa.
- 101** Estimación del valor económico total de los recursos hídricos en la cuenca del Río Huasco- Chile.
- 119** Evaluación de la percepción ambiental en el medio rural como diagnóstico en la toma de decisiones locales para la gestión del agua.
- 135** Compuestos orgánicos halogenados extraíbles (EOX) como medida de la calidad del agua y sedimentos.
- 145** Uso del agua en la producción de carne bovina.
- 163** El marco regulatorio del Agua en Argentina y sus implicancias en la gestión integrada del agua. Impacto sobre las actividades agropecuarias.



UBA
Universidad de Buenos Aires