

Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua

Impact of milk production on water bodies

Rafael Arocena^{1*}, Guillermo Chalar¹, Carlos Perdomo², Daniel Fabián¹, Juan Pablo Pacheco¹, Mauricio González¹, Vanesa Olivero¹, Macarena Silva¹, Patricia García¹, Verónica Etchebarne¹

Palabras clave: arroyos, embalses, cuenca, hábitat, bioindicadores
Keywords: streams, reservoirs, watershed, habitat, bioindicators

ABSTRACT

Dairy farming is one of the most rapidly developing and highly polluting activities in Uruguay. In order to assess and mitigate its impact on water quality, the methods of production and management were related to several quality indicators in ten watersheds of a drinking water reservoir in Montevideo city. Well groundwater, soil phosphorus content, environment and water quality of watershed streams and their zoobenthos were analyzed. Environmental and plankton parameters of the reservoir were also studied.

Most of milk production and inhabitants were concentrated in the six southernmost watersheds. On just a third of the 31 dairy farms, waste solids were separated from effluents. Only half of them underwent wastewater treatment. Nitrate concentration in wells exceeded the standard in seven watersheds. Phosphorus in natural grasslands exceeded natural values in most dairy watersheds and it exceeded the usable and non-pollutant maximum in cultivated prairies.

The pH and conductivity of water courses showed a temporal pattern opposite to that of flow, suggesting water dilution. Suspended solids showed a pattern similar to that of flow and opposite to transparency, which suggests that they were caused by erosion. Conductivity and suspended solids were lower in watersheds with less dairy farming. A fifth of the dissolved oxygen values were lower than the standard of 5 mg l⁻¹ for non-urban waters. Suspended solids and nutrients increased with dairy activity.

Herb vegetation generally dominated the riparian zone. Bank vegetation was more complex and had more canopy in the watersheds that were less affected by dairy. Zoobenthos composition – dominated by Hyalella and Caenidae that are indicators of moderate pollution – showed differences in the degree of impact. Streams with less dairy activity showed the highest diversity.

*The reservoir had high nutrient bioavailability but not excessive phytoplankton growth. Phytoplankton abundance was generally low and toxic blooms did not occur. Conductivity was low and pH was slightly alkaline. Dissolved oxygen was generally high. Plankton composition varied temporally and spatially. However, it was generally dominated by diatoms at the upstream end of the reservoir, by cyanobacteria in two reservoir arms draining dairy-affected watersheds and near the dam, and by euglenophytes and chrysophytes in other two arms. Zooplankton was composed by rotifers (45%), copepods (36%), the invading mollusk *Limnoperna fortunei* (11%) and cladocerans (8%).*

RESUMEN

La producción lechera es de las actividades de mayor desarrollo y más contaminantes en Uruguay. A efectos de evaluar y mitigar su impacto en la calidad del agua, se relacionan el modo de producción, y de manejo de los efluentes lecheros, con diversos indicadores de calidad de los arroyos receptores, en diez microcuencas de un embalse reserva de agua potable para Montevideo. Se analizó el agua subterránea en pozos, el contenido de fósforo del suelo, la calidad del ambiente y del agua de los cursos de salida de cada microcuenca, así como su comunidad zoobentónica, y también los parámetros ambientales y el fito- y zooplancton del embalse.

La mayor parte de la producción lechera y de los habitantes se concentró en las seis cuencas más australes. Solo en la tercera parte de los 31 tambos se separaban los sólidos del estiércol y en la mitad se realizaba un tratamiento de los efluentes. El nitrato de los pozos de agua excedió el valor estándar en siete cuencas. El fósforo en campo natural superó los valores naturales en las microcuencas con mayor actividad lechera, y en las praderas excedió el máximo aprovechable y no contaminante.

El pH y la conductividad de las aguas superficiales presentaron un patrón temporal inverso al caudal, indicando su dilución por la lluvia. Los sólidos suspendidos en cambio mostraron un patrón similar al caudal e inverso a la transparencia, indicando el arrastre de los mismos por erosión. La conductividad y los sólidos suspendidos fueron menores en cuencas con menor actividad lechera. Un quinto de los valores de oxígeno disuelto fueron menores a los 5 mg.l⁻¹ correspondientes al estándar para aguas no urbanas. Los sólidos suspendidos y los nutrientes aumentaron con la actividad lechera.

*La vegetación herbácea dominó la zona riparia en general. La de las orillas fue más compleja y con mayor dosel aéreo en las cuencas con menor actividad lechera. La composición del zoobentos –dominado por el anfípodo *Hyalella* y los efemerópteros *Caenidae*, indicadores de contaminación moderada–, mostró diferencias en relación al grado de impacto. Los arroyos con menor actividad lechera en sus cuencas mostraron la mayor diversidad.*

*El embalse presentó una alta biodisponibilidad de nutrientes pero no un crecimiento excesivo del fitoplancton, cuya abundancia fue en general baja y no se registraron floraciones algales nocivas. La conductividad fue baja, el pH levemente alcalino y el oxígeno disuelto en general alto. La composición planctónica varió temporal y espacialmente, pero en general en la cola del embalse dominaron las diatomeas, en dos brazos receptores de cuencas lecheras y en la cabecera las cianobacterias y en otros dos brazos las euglenofitas y crisofitas. El zooplancton estuvo compuesto por rotíferos (45%), copépodos (36%), el molusco invasor *Limnoperna fortunei* (11%) y cladóceros (8%)*

¹ Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. rarocena@fcien.edu.uy

² Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Uruguay. chperdomo@fagro.edu.uy

*Autor para correspondencia: +598 25258618-148. rarocena@fcien.edu.uy

INTRODUCCIÓN

Las actividades agropecuarias son una fuente difusa de nitrógeno y fósforo, bacterias y sedimentos (Gillingham & Thorrold, 2000; Monaghan & Smith, 2004). La transferencia de estos materiales al agua puede resultar en un deterioro significativo de la calidad de los cuerpos receptores (Monaghan et al., 2007).

La actividad lechera en Uruguay se ha intensificado aumentando sus efluentes y su impacto ambiental. El desarrollo de la cadena productiva de lácteos conforma una de las prioridades estratégicas del gobierno (Aicardi, 2008), prioridad que se fundamenta en su contribución a la generación de riqueza, a las exportaciones y a un complejo agroindustrial con una base amplia de productores y asalariados que viven en el medio rural (Marrero et al., 2006). Sin embargo, tanto el número de productores como la superficie dedicada al rubro, habrían caído en relación al año 2000, mientras la producción de leche tuvo un fuerte incremento (DIEA, 2008), evidenciando una mayor tecnificación.

El sector lechero es una de las actividades que más contamina (Longhurst et al., 2000). Los principales problemas ambientales son consecuencia del alimento para animales, los fertilizantes y la gran cantidad de excrementos depositados en el campo y en el lugar de ordeño. Por otra parte, las características intensivas de esta producción, hace que su impacto ambiental en relación al área que ocupa, sea mucho mayor que el de otras actividades como la producción de granos o la forestación (Monaghan et al., 2007).

Uno de los principales problemas de la producción lechera es la alta concentración y volumen de residuos orgánicos de difícil manejo. Dumontt (2000), señala que el mal manejo de los residuos es uno de los procesos agropecuarios que provoca mayor deterioro ambiental provocando turbidez,

sedimentación, aumento de nutrientes, demanda de oxígeno y crecimiento excesivo de algas. Los efluentes de los tambos aportan materia orgánica y organismos patógenos a los cursos de agua, alterando los procesos fisicoquímicos y biológicos en los mismos. El aumento de nutrientes provoca crecimiento excesivo de algas, bacterias y plantas acuáticas y una mayor demanda de oxígeno.

En muchos establecimientos no se ha logrado aún un manejo satisfactorio de los efluentes generados y no se cumple con los estándares vigentes para el vertido, lo que sumado al aumento de animales por unidad de superficie puede afectar las aguas superficiales y subterráneas y crear problemas sanitarios. En establecimientos que vierten los efluentes a cursos de agua, se ha registrado una DBO₅ de salida (media 258 mg.l⁻¹) superior el estándar nacional de 60 mg/L (DINAMA et al., 2008).

Pero además de estos aportes, la actividad lechera suele afectar el hábitat fluvial. Es frecuente la tala del monte y de la vegetación ribereña, desplazada por la agricultura, así como por el ganado, generando erosión, sedimentos en suspensión y contaminantes derivados de sus desechos. El sedimento de fondo se compacta por el pisoteo tornándose menos oxigenado y afectando a los organismos que allí habitan.

La pérdida de montes y humedales asociados a los cursos de agua debilita los mecanismos amortiguadores que reducen el impacto de la escorrentía y vertido de efluentes. Además, estas zonas vegetadas conforman un componente fundamental en los procesos de transferencia de materia y energía en estos ecosistemas.

En la cuenca lechera que drena hacia el embalse de Paso Severino en el río Santa Lucía Chico ha ocurrido un fuerte incremento en la actividad lechera en las últimas décadas. Por otra parte, el embalse es una importante reserva de agua potable que abastece una importante población en Montevideo y área metropolitana.

Si bien los cursos principales de la cuenca del Santa Lucía no estarían afectados por contaminantes orgánicos ($\text{DBO}_5 < 5 \text{ mg.l}^{-1}$), presentan altos niveles de nitrógeno, lo que implica riesgo de eutrofización de los reservorios (JICA-MVOTMA, 2007).

Entre los antecedentes de estudios en el área debe mencionarse Chebataroff (1968), OEA (1971) y Méndez *et al.* (1988). En 1994-2000 se llevó a cabo una experiencia en manejo integrado de cuencas, en el que se aplicaron prácticas para el tratado de efluentes en tambos (Achkar *et al.*, 2004).

Estudios previos indican serios problemas de calidad de agua en afluentes del embalse Paso Severino, de fuerte actividad lechera (Arocena *et al.*, 2009). Lo mismo surge en general de la evaluación de los sistemas de tratamiento en tambos (DINAMA *et al.*, 2008).

Con el objetivo general de preservar la calidad del agua superficial y minimizar el impacto de la producción lechera en ella, se relacionan el modo de producción y manejo de efluentes en los tambos con la calidad de los sistemas acuáticos en la cuenca lechera de Paso Severino. Asimismo, se evalúa la calidad del agua y el estado trófico del embalse de Paso Severino.

El impacto de la actividad lechera sobre la calidad del agua depende de varios factores, como las características naturales de la cuenca, la forma de producción y el manejo de los sistemas naturales. Estos tres aspectos (cuenca, producción y manejo) son considerados al estudiar los efectos de la lechería en las aguas y de proponer metodologías para su mitigación. A su vez, la evaluación de las aguas superficiales integra su análisis físico-químico y biológico, a efectos de obtener indicadores ecológicos de la calidad del agua. La calidad del agua se entiende como la de todo el sistema acuático, incluyendo la zona riparia –de especial relevancia por su papel amortiguador de los efectos de los procesos que ocurren en toda la cuenca hidrográfica.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La represa del embalse de Paso Severino ($34^{\circ}13'56'' \text{ S}$, $56^{\circ}18'25'' \text{ W}$) corresponde al extremo sur de su cuenca y del área de estudio. Esta llega al N a los $33^{\circ}57'25'' \text{ S}$, al W a los $56^{\circ}24'18'' \text{ W}$ y al E a los $56^{\circ}08'30'' \text{ W}$. La cuenca se encuentra ubicada aproximadamente en la isoterma de 17° C y entre las isohietas de 900 y 1000 mm. Si bien la precipitación no es estacional, la evapotranspiración es mayor de noviembre a marzo que de abril a octubre, produciendo un período de crecidas en invierno y otro de estiaje en verano.

Las formas de relieve presentes corresponden a una penillanura cristalina, con lomadas fuertes y aplanadas. Los suelos son generados por sedimentos limo-arcillosos, de erosión ligera y ligeramente rocosos y pedregosos (Bossi, 1998). Según la macrozonificación de los ecosistemas terrestres realizada por la DNRNR (2004), corresponde a vegetación de pradera, bosque de parque (talas) y selvas fluviales.

Las microcuencas a estudiar se determinaron en base la Carta Uruguay 1:50,000 del Servicio Geográfico Militar, y de la información física y económica de la zona (Barthesagy *et al.*, 2006). Se escogieron diez microcuencas de la misma ecoregión, similares en superficie y jerarquía de sus arroyos (orden 2-4). Una de ellas, sin actividad lechera, fue seleccionada como cuenca control. Cinco microcuencas son afluentes directos del embalse Paso Severino (Figura 1), una desemboca en el río Santa Lucía Chico aguas arriba de la cola del embalse, y otras cuatro en el afluente derecho de éste, el arroyo Pintado. Las microcuencas fueron analizadas también en imágenes de Google Earth y planos de la CONEAT (http://www.prenader.gub.uy/coneat/doc/doc_coneat.htm)

Información socio-productiva

Los predios, su forma de producción y manejo de efluentes fueron relevados mediante encuestas a los productores asentados en las microcuencas. En cada predio se requirió información sobre la superficie, tipo de producción, habitantes, dotación de ganado por categorías, problemas sanitarios con el agua superficial y valores de fósforo en el suelo. En el caso de los establecimientos lecheros se consultó además el volumen de leche producido, el tamaño del corral de espera y de la sala de ordeño, el volumen de agua utilizada en su limpieza, el tiempo de ordeño, y la forma de limpieza y tratamiento de los residuos.

Parámetros ambientales

La calidad del agua subterránea se analizó en los pozos de agua mediante análisis de nitrato, amonio (APHA, 1995) y coliformes fecales por la técnica de filtración de membrana. Se tomaron muestras de suelo en campo natural y pradera para determinar el fósforo disponible para las plantas (P-Bray 1).

La evaluación de las aguas superficiales se realizó mensualmente en un tramo de 50 m del arroyo efluente de cada microcuenca abarcando por lo menos una zona de rápidos o correderas y una de aguas lentas o remansos. A efectos de estimar la carga y exportación de nutrientes de las microcuencas se tomaron medidas de caudal mediante determinaciones de velocidad de agua con velocímetro Global Water FP101 y área de la sección transversal del arroyo.

Se midió la temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, pH y se determinó la concentración de nitrógeno y fósforo total, nitrato, amonio, fósforo reactivo soluble y sólidos y materia orgánica suspendidos (APHA, 1995).

Parámetros biológicos

Se relevó la composición específica de la vegetación arbórea y la cobertura de árboles,

pastizal y herbáceas, arbustos, *Eryngium* sp. (nv caraguatá) y roca en un área de 50 x 50 m a cada lado del curso. A *Eryngium* sp. se lo incluyó como una categoría aparte ya que sus ejemplares, de especies en su mayoría perennes, tienen hojas que forman rosetas que se distinguen fisonómicamente de las demás hierbas (graminiformes y dicotiledóneas); asimismo, en la mayoría de los casos sus individuos se distribuyen en forma agrupada, no habiendo entre ellos arbustos que ocupan gran parte de las pasturas. La cobertura se estimó en base a las categorías de Braun Blanquet (Mateucci & Colma, 1982).

Los invertebrados fueron colectados estacionalmente en octubre de 2009, enero, abril y julio de 2010, mediante arrastres de red en "D" de 0.5 mm de malla durante ca. 3 min en los diferentes microhábitats proporcionalmente a su extensión (Arocena, 1999). Se identificaron los organismos a nivel de género o familia y se determinó la abundancia relativa de cada taxón para estimar la riqueza y la diversidad de Shannon y equitatividad mediante el programa Biodiversity Professional version 2. Para los análisis de varianza se realizaron pruebas de normalidad (Test de Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianza (Test de Levene). Se realizó un análisis de agrupamiento de las estaciones en base a la abundancia de los taxa, aplicando el coeficiente de similitud de Morisita.

Estado trófico del embalse

En el embalse de Paso Severino se realizaron 10 muestreos de agua, fitoplancton y zooplancton entre octubre de 2009 y marzo de 2011. Los muestreos se concentraron en los dos veranos para contemplar la mayor probabilidad de ocurrencia de floraciones algales. Los puntos de muestreo se localizaron en tres brazos derechos receptores de algunas de las microcuencas estudiadas, un brazo izquierdo, la cola y la cabecera del embalse (Figura 1). En cada sitio de muestreo se realizaron perfiles verticales

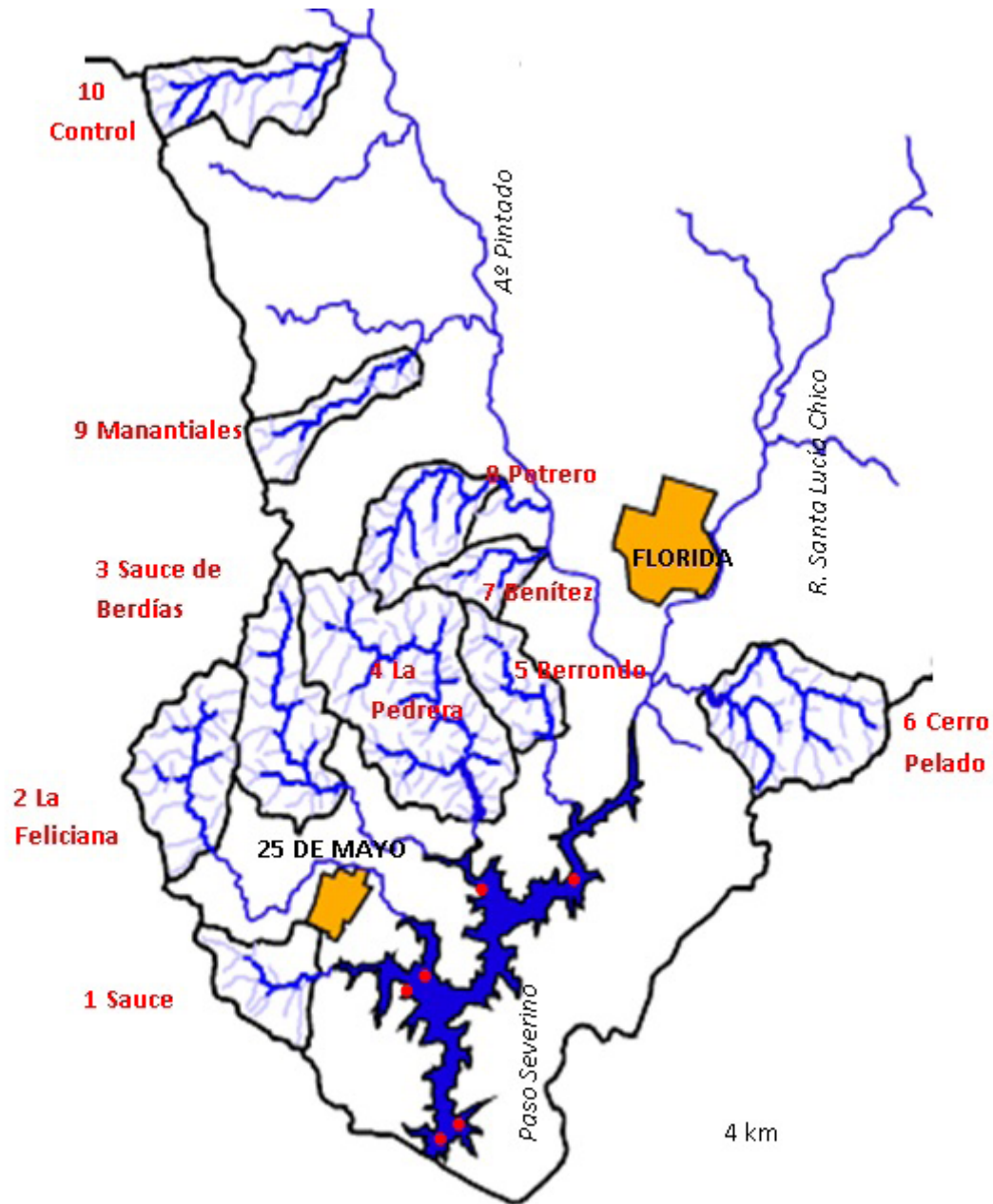


Figura 1. Área de estudio en la cuenca lechera de Paso Severino con las diez microcuencas seleccionadas para el proyecto. Se muestran las estaciones de muestreo en el embalse.

Figure 1. Study area at Paso Severino dairy basin with ten micro-basins selected for the project. Sampling sites are indicated at the reservoir

de luz, temperatura y oxígeno disuelto y se tomaron muestras de agua de superficie. En las mismas se determinó la concentración de nutrientes (NO_3^{-3} , NH_4^+ , PO_4^{-3} , PT, NT), clorofila *a*, sólidos suspendidos totales y su contenido de materia orgánica (APHA, 1995). Se tomaron muestras de fitoplancton con redes (25 μm) y botella muestreadora Ruttner (integradas de superficie y del 1% de luz) para determinar su composición y abundancia, respectivamente. Las muestras cuantitativas y cualitativas de zooplancton se obtuvieron mediante arrastres verticales y horizontales respectivamente con una red de 30 cm de diámetro y 68 μm de apertura de malla.

RESULTADOS

Información socio-productiva

En las 10 cuencas se registraron 97 predios, de los cuales 80 eran productivos, 42 de ellos lecheros y 31 de éstos vertían los efluentes dentro de las microcuencas estudiadas (Tabla 1). Las diferencias entre las superficies de las cuencas y de los predios se debió a que muchos de éstos se extendían por más de una cuenca y algunos solo se registraron en una de ellas. Los 363 habitantes de las 10 cuencas incluyeron empleados residentes y no residentes.

La cuenca 6 (Cerro Pelado) es la segunda más extensa después de la 4 (La Pedrera) y tenía el doble o más de predios que las otras. La mayoría de ellos eran pequeños y no destinados a la producción agropecuaria. Por el contrario, en las cinco primeras cuencas, afluentes del embalse, la mayoría de los predios eran lecheros. En las últimas cuatro, afluentes del Aº Pintado, la amplia mayoría de los predios eran agrícolas y/o ganaderos. Las cuencas con más predios dedicados a la lechería tenían una mayor cantidad de habitantes que las otras, excepto la 6 que era la más poblada.

Existió una relación directa entre la

producción de leche y el número de órganos de ordeño. La cuenca que produjo más leche fue la 3, casi el doble que la 4 a la que siguieron la 6, 2, 1, 5 y 8, y finalmente la 9. Sin embargo, la cuenca 4 fue la que utilizó más agua, seguida de la 1 y luego la 3. Solo en la tercera parte de los tambos se separaban los sólidos del estiércol y en la mitad se trataban los efluentes, aunque estas proporciones variaron entre cuencas. Las cuencas 4 y 2 tenían la mayor cantidad de tambos (5 y 3 respectivamente) sin ningún tipo de tratamiento.

Aproximadamente la mitad de los tambos limpiaba las instalaciones con manguera a presión y la otra mitad hacía una maniobra más manual con palón, cepillo y balde, que implica menor gasto de agua. Aproximadamente la mitad de los predios utilizaban bebederos pero solo dos productores manifestaron tener problemas con el agua de los cursos naturales.

Parámetros ambientales

El 80% de los pozos de agua presentaron coliformes aunque por debajo del estándar (2000 UFC/100 mL). El amonio fue indetectable, mientras el nitrato excedió el estándar para consumo humano (10 mg N/L) en 7 de las 10 cuencas (Tabla 2). El nivel de P-Bray1 en los suelos de "campo natural" (0-15 cm) estuvo por encima de los valores naturales (4-6 ppm) en 5 de 9 sitios evaluados, en las cuencas de producción principalmente lechera. En muchas de las praderas sembradas los niveles de P-Bray1 fueron superiores a los asociados con la máxima productividad de las pasturas. Esto fue independientemente de si las cuencas eran principalmente lecheras o no.

El caudal de los arroyos (0 - 1.00 m^3s^{-1}) mostró una mejor correspondencia con el balance hídrico acumulado de cinco días previos a cada muestreo que con el de períodos superiores o inferiores. El pH (6.7 - 8.4) estuvo siempre dentro de los estándares, y al igual que la conductividad (70 - 930 $\mu\text{S cm}^{-1}$) presentó un patrón

CUENCA	Área (ha)	Predios	Área predios (ha)	Habitantes	Predios lecheros	Nº tambos	leche (L/día)	Órganos	Agua (L/día)	Separan sólidos	Tratamiento
1. Sauce	955	7	1624	20	6	2	5700	24	47000	1	0
2. La Feliciania	1594	13	2707	46	9	9	9000	37	16100	1	6
3. Sauce de Berdías	1796	4	2896	68	3	2	33000	57	35000	1	2
4. La Pedrera	3423	11	3035	52	8	8	18700	53	80000	3	3
5. Berrondo	877	11	1117	10	6	4	3200	19	5000	2	2
6. Cerro Pelado	1972	26	2443	118	5	4	16500	44	16000	1	2
7. Benítez	537	5	741	4	0	0	0	0	0	0	0
8. Potrero	1213	10	2396	9	2	1	3200	6	4000	0	0
9. Manantiales	803	5	1505	16	2	1	800	6	1500	1	0
10. Control	1320	6	1969	20	1	0	0	0	0	0	0
Totales	14489	97	20342	363	42	31	80100	232	204600	10	15

Tabla 1. Características de los predios incluidos en las diez microcuencas.

Table 1. Features of estates included in the ten micro-basins

CUENCA	Coliformes			
	Nitrato	fecales	P en suelo (ppm)	
	Mg L ⁻¹	UFC/100mL	Campo	Pradera
1. Sauce	26	290	44	25
2. La Feliciania	9	30	10	47
3. Sauce de Berdías	14	90	14	36
4. La Pedrera	31	140	24	52
5. Berrondo	14	425	ND	22
6. Cerro Pelado	13	0	17	44
7. Benítez	26	0	4	104
8. Potrero	11	220	3	11
9. Manantiales	0	515	4	8
10. Control	3	90	3	7

Tabla 2. Nitrato y coliformes fecales (Unidades Formadoras de Colonias) en pozos de agua, y fósforo Bray1 en el suelo de campo natural y pradera en las 10 microcuencas.

Table 2. Nitrate and fecal coliforms (units forming colonies) in water wells, and Bray1 Phosphorus in soil from natural and prairie fields at the 10 micro-basins

inverso al caudal, con valores menores en las crecidas de noviembre y abril. La conductividad fue menor en arroyos con menor actividad lechera. Las mayores transparencias se registraron en general en el arroyo de control.

Los sólidos suspendidos mostraron una variación temporal similar al caudal e inversa a la transparencia. En general los arroyos 10, 9 y 7 presentaron los menores valores de sólidos suspendidos, mientras que 8, 2, 1 y 3, los mayores. La materia orgánica presentó un patrón similar aunque más variable. En general cuanto menos sólidos había, mayor era su contenido porcentual de materia orgánica y viceversa.

Las temperaturas del aire (6.4 - 32.6 °C) y del agua (6.8 - 31.1 °C) siguieron el mismo patrón, aumentando de setiembre a febrero y disminuyendo en julio para volver a aumentar. No se encontraron diferencias entre arroyos más allá de las debidas a la hora del muestreo.

Una quinta parte de los valores de oxígeno disuelto (0.5 - 12.5 mg L⁻¹) estuvieron por debajo del estándar para aguas no urbanas (5 mg.l⁻¹). Valores críticos, menores a 1 mg L⁻¹, se registraron en los estiajes de octubre y diciembre junto al vertido de un tambo en el arroyo 8, donde la concentración de amonio fue mayor y más variable (190 ± 277 µg L⁻¹). Éste fue menor y menos variable en el arroyo de control (11 ± 9 µg L⁻¹), donde también se registraron los menores valores de nitrato (31 µg L⁻¹, Figura 2). El nitrógeno total (350 ± 380 µg L⁻¹) y fósforo total (484 ± 343 µg L⁻¹), fueron muy variables en todos los arroyos, aunque menos donde falta o disminuye la actividad lechera.

Todas las formas de N y P aumentaron con la superficie de uso agrícola, número de órganos de ordeño y/o volumen de agua utilizada en la limpieza. Los coeficientes de exportación de nutrientes y sólidos (carga transportada por unidad de área de la cuenca) fueron menores en las cuencas 7, 9 y 10 y mayores en las 1 y 2, excepto para el NT que fue mayor en la 5 que en la 2.

Todas las variables químicas mostraron en general una mejor calidad de agua en 7, 9 y 10 que en el resto de los arroyos.

Parámetros biológicos

La vegetación herbácea dominó la zona riparia de todas las estaciones excepto la 7, en su mayoría con caragatá (*Eryngium* sp.) mientras que los arbustos y árboles presentaron poca cobertura en general (Tabla 3). En la 7 un bosque es la vegetación dominante. También en la 6 hay presencia importante de árboles, pero sólo en los márgenes del arroyo Cerro Pelado. En la mayoría se encontraron árboles nativos jóvenes o rebrotes que no llegaron a constituir una formación boscosa. La riqueza específica arbórea nativa varió entre 1 y 7 especies por arroyo, de un total de 15 especies registradas. Las más frecuentes fueron el Molle (*Schinus longifolius*) y el Tala (*Celtis tala*) en 7 arroyos, Coronilla (*Scutia buxifolia*) en 6 y el Sauce criollo (*Salix humboldtiana*) en 5. Se registraron ejemplares aislados de 6 especies de árboles exóticos. Dentro de estos se registraron *Ligustrum lucidum* (*ligustro*) y *Ulex europaeus* (*tojo*), ambos en 4 La Pedrera.

La vegetación en la parte superior de las orillas varió de uniforme y herbácea-arbustiva en los arroyos 1 a 5, a compleja y arbórea en los 7 a 10. En cambio, la altura, pendiente y cobertura vegetal de las orillas no mostraron diferencias entre regiones, indicando que son sistemas comparables. El dosel aéreo por su parte fue mayor en los arroyos 4 a 10 que en los primeros.

Se colectaron más de 23700 invertebrados bentónicos de 183 taxones. Solo un 10% de los individuos correspondió al muestreo de enero, cuando los altos caudales (125 L/s) arrastraron sedimentos y organismos a la deriva. La abundancia relativa en general presentó 2 grupos dominantes que ocuparon el 60 % del total (Figura 3). La clase Malacostraca fue la más abundante con 34% y dentro de la misma el género *Hyaella* representó el 92%. El segundo grupo más

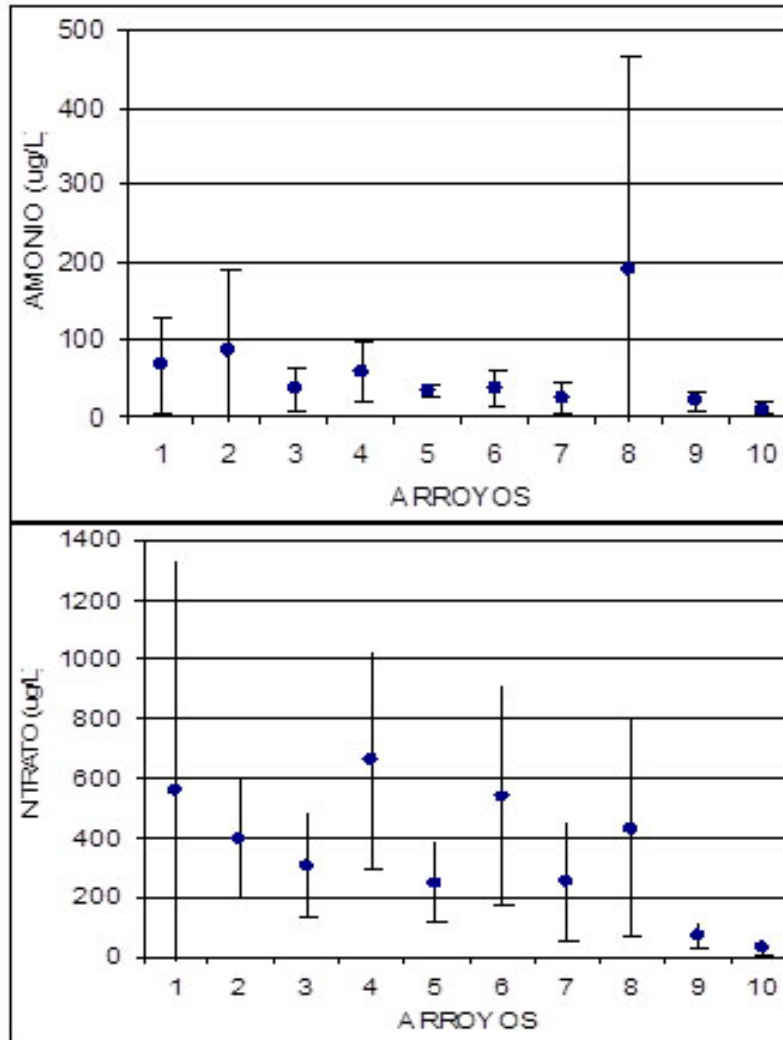


Figura 2. Promedio anual y desvío estándar del amonio y el nitrato en los 10 arroyos.

Figure 2. Ammonia and nitrate annual mean and standard deviation at the 10 streams

abundante fue Ephemeroptera con 26% en donde la familia Caenidae obtuvo el 73%. Sin embargo, en enero los dípteros fueron los más abundantes probablemente debido a que los mayores caudales entonces registrados arrastraron corriente abajo a organismos más vulnerables a la corriente como Hyalella.

En tercer lugar, Gastropoda registró el 9 % y Díptera el 8 %. Por el contrario, Trichoptera, Plecoptera y Lepidoptera,

característicos de aguas no contaminadas, fueron los menos representados en todos los muestreos.

La abundancia varió entre 19 y 337 individuos por unidad de esfuerzo en promedio por muestreo (Tabla 4). El valor fue significativamente menor en la estación 7 ($p < 0.05$) que en las 1, 2, 4, y 9. La diversidad fue mayor en la 3 (0.99) y menor en la 7 (0.51) ($p < 0.05$). La 10 fue la más equitativa ($p < 0.05$).

Arroyo	Rango de cobertura (%)^					Número de Especies arbóreas	
	Roca	<i>Eryngium</i> sp.	Pastizal + herbáceas	Arbustos	Árboles	nativas	exóticas
Sauce						2	-
La Feliciana	-	5-25		<5		3	-
Sauce de Berdías			75>		r	1	1
La Pedrera	5-25	<5		5-25		6	1
Berrondo		5-25		25-50		4	-
Cerro Pelado				<5	5-25	6	3
Benitez*	-	-	25-50	-	25-50	7	1
Potrero		<5		<5		1	-
Manantiales			>75		r	3	1
Control	<5	r				4	-

* datos de una sola orilla.

^ rangos correspondientes a clasificación de Braun Blanquet. r: solitarios

Tabla 3. Cobertura de suelo (%) y riqueza arbórea linderas a los cursos (en 50x50 m).

Table 3. Soil cover (%) and tree richness along the streams (in 50x50 m)

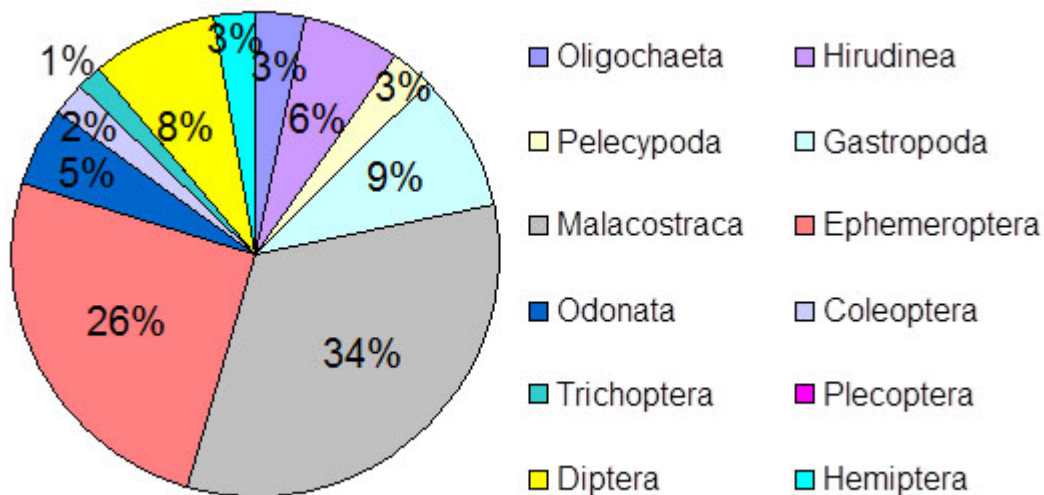


Figura 3. Composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Figure 3. Composition of the benthic macroinvertebrate community

Sitio	Abundancia (indiv/muestreo)		Diversidad Shannon		Equitatividad	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
	1-Sauce	300.33	278.80	0.86	0.18	0.68
2-Feliciana	337.08	111.91	0.68	0.19	0.55	0.12
3-Sauce Berdías	178.42	135.54	1.00	0.22	0.75	0.13
4-Pedreira	271.25	145.71	0.90	0.07	0.70	0.07
5-Berrondo	155.33	100.07	0.71	0.16	0.67	0.18
6-Cerro Pelado	180.50	119.11	0.68	0.18	0.66	0.17
7-Benítez	18.75	30.43	0.51	0.21	0.64	0.26
8-Potrero	106.50	93.54	0.76	0.23	0.75	0.07
9-Manantiales	300.83	202.63	0.88	0.15	0.69	0.10
10-Control	98.58	128.03	0.97	0.15	0.84	0.11

Tabla 4. Parámetros comunitarios del zoobentos (DE: desvío estándar)

Table 4. Zoobenthic community parameters (DE: standard deviation)

Los primeros tres muestreos no presentaron diferencias significativas de abundancia entre las estaciones, pero en julio la 9 fue significativamente mayor que la 3, 7 y 10 ($p < 0.05$). En la diversidad tampoco hubo diferencias significativas en los primeros tres muestreos entre las estaciones, pero en julio en las 6 y 7 fue menor que en las 1, 3, 4, 5 y 10 y en la 2 que en la 7 y 10 ($p < 0.05$). En ningún muestreo se registraron diferencias de equitatividad entre estaciones.

En el análisis de agrupamiento (Figura 4) los arroyos 10 y 6 se separaron del resto, en el primer caso debido a una alta diversidad y géneros casi exclusivos, pero en el segundo 6 por una baja diversidad. Las demás se separaron en dos grupos. Por un lado las cuencas 7 y 8 que tuvieron baja abundancia y por otro las seis restantes. Las cuencas 4, 3 y 9 presentaron una alta diversidad pero la primera un menor número de géneros

compartidos. Asimismo, la 5 se separó de la 1 y 2 debido a que éstas tienen más géneros en común.

Estado trófico del embalse

La transparencia del disco de Secchi varió entre 0.3 y 1 m (promedio de las seis estaciones) en todo el período de estudio. La extinción de la luz resultó en general muy similar entre estaciones. En enero de 2010 y marzo de 2011 se registró la mayor penetración de luz llegando el punto de compensación (1% de la luz incidente) a superar apenas los 2.0 m en algunas estaciones como las ubicadas cerca de la presa (5-Bzo Izquierdo y 6-Centro).

Durante los primeros siete muestreos el embalse presentó en general poca variación vertical y horizontal de la temperatura. Los valores oscilaron entre 16.3 °C en agosto

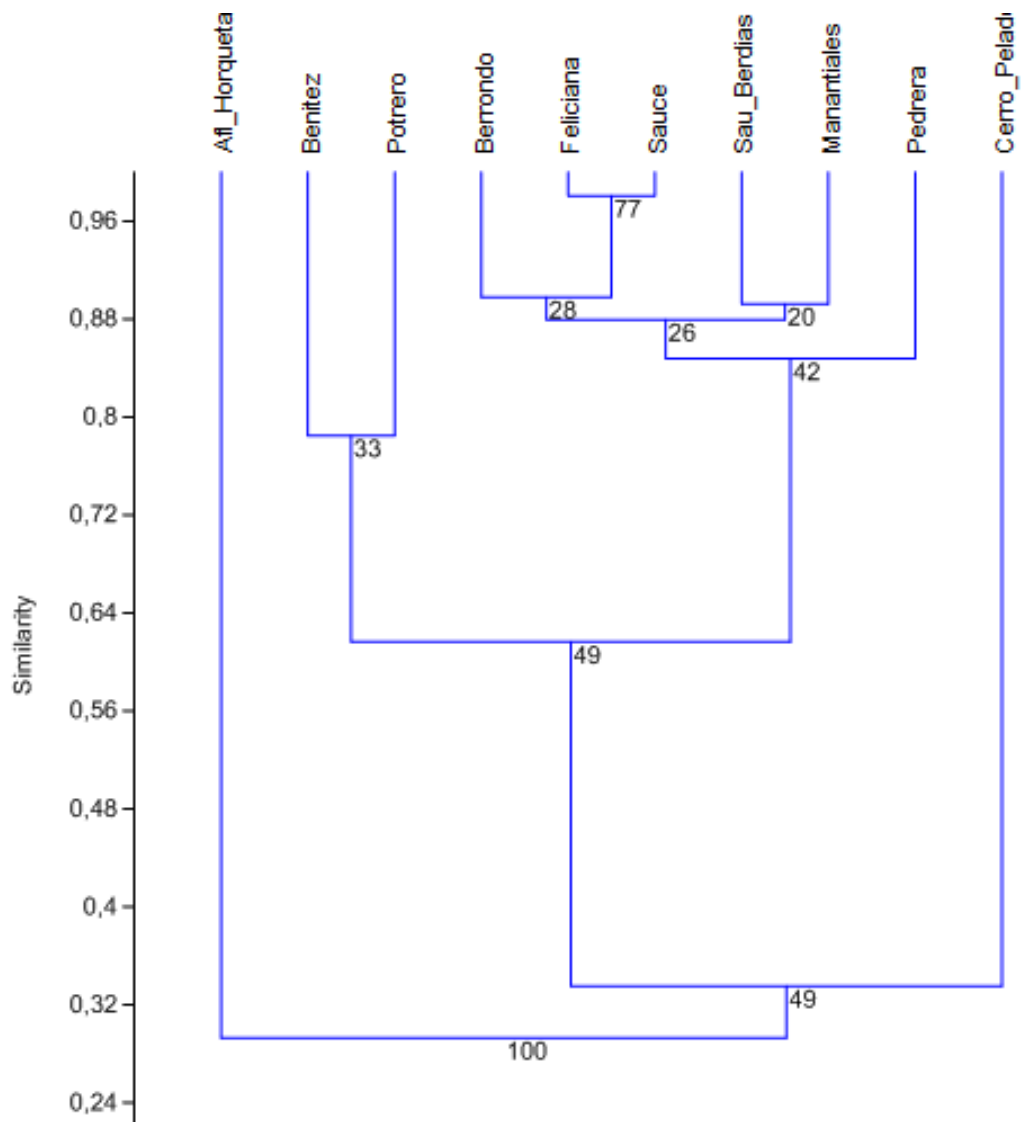


Figura 4. Agrupamiento de las estaciones por el zoobentos según el índice de similitud de Morisita.

Figure 4. Cluster of sites per zoobenthos according to Morisita's Similarity Index.

2010, en el fondo de la cola del embalse y 31.3 °C en enero 2011 en el Brazo La Feliciano. Durante el verano de 2011 la temperatura media fue de 26.3 °C sin diferencias importantes entre meses.

Tampoco se observó una variación importante de la concentración de oxígeno disuelto, en general alta, aunque en ocasiones el mismo disminuyó en el fondo en verano. La máxima concentración fue en julio en el brazo Izquierdo (12.9 mg L⁻¹). A pesar de las altas temperaturas veraniegas, las aguas del embalse presentaron una buena oxigenación con valores máximos en enero (10.7 mg L⁻¹) también en el brazo Izquierdo.

La conductividad eléctrica presentó valores bajos, entre 70 µS cm⁻¹ en el brazo Izquierdo en julio de 2010 y 330 µS/cm, en la cola en marzo de 2011. El pH presentó valores ligeramente alcalinos, entre 7.0 en la cola y el brazo La Pedrera en febrero 2010 y 9.0 en Centro en julio.

La concentración media de SST durante el período analizado fue de 15 mg.L⁻¹. El máximo se registró en marzo 2011 en la cola (96 mg L⁻¹) y el mínimo en el mismo mes en el brazo Sauce (5.0 mg L⁻¹). La MOS varió entre 0.8 y 36 mg L⁻¹ en febrero en brazo Izquierdo y en marzo en la Cola respectivamente. El promedio del verano 2011 fue muy bajo (35.9 %) en relación al período anterior (>70 %).

La concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) presentó valores que superaron en promedio el 80% del fósforo total. Los valores más altos se registraron en los brazos Feliciano, La Pedrera y Sauce, éste con el máximo (470 µg L⁻¹) en julio, cuando el mínimo fue 151 µg L⁻¹ en la Cola, en general con los menores valores.

El nitrógeno total (promedio 612 µg.L⁻¹) incluyó algunos valores altos de nitrato (<640 µg L⁻¹) y amonio (<174 µg L⁻¹). Estos resultados indican una alta biodisponibilidad de nutrientes en el embalse.

Entre las formas de nitrógeno analizadas predominó el nitrato. El máximo (640 µg L⁻¹) se produjo en julio en Brazo La Feliciano y el mínimo en enero en Sauce (8 µg L⁻¹). Los valores registrados no muestran mucha diferencia entre las estaciones, excepto en julio y octubre, cuando la variación es mayor que entre meses. En enero 2010 ocurrieron los valores más bajos de nitrato. El nitrógeno total máximo se registró en julio (1829 µg L⁻¹) en el brazo La Feliciano y el mínimo en febrero en el brazo Izquierdo (50 µg L⁻¹) y en todas las estaciones. La concentración de amonio registró un máximo (174 µg L⁻¹) en marzo (Cola) y el mínimo (14 µg L⁻¹) en enero (brazo Izquierdo).

Si bien los valores de nutrientes disueltos han sido altos, esto no ha desembocado en un crecimiento del fitoplancton, ya que la clorofila se ha mantenido con valores entre 0.5 µg L⁻¹ en julio y 12.5 µg L⁻¹ en enero en los brazos La Pedrera y La Feliciano.

Se identificaron más de 150 taxa fitoplanctónicos, principalmente Bacillariophyceae (Diatomeas), Euglenophyceae, Chlorophyceae y Cyanophyceae. En la cola del embalse al igual que en los brazos Sauce y La Feliciano la comunidad estuvo dominada por cianobacterias y diatomeas, mientras que en los brazos La Pedrera e Izquierdo, por clorofitas y criptofitas. En la cabecera del embalse, próximo a la represa, el dominio fue de clorofitas. En esta zona se registraron dos floraciones consecutivas de la clorofita *Scenedesmus ovalternus* var. *graevenitzii*. Si bien se detectaron especies potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum* spp., éstas ocurrieron en bajas abundancias y no se registraron floraciones algales nocivas. La abundancia de fitoplancton varió entre los diferentes muestreos y sitios, siendo menor en la Cola del embalse. En el brazo Sauce ocurrió una floración de la cianobacteria *Synechococcus* sp. El embalse también mostró variabilidad temporal en la abundancia y composición del fitoplancton. A excepción de algunos muestreos puntuales, las abundancias no

fueron elevadas, ocurriendo las máximas en verano. La estación que presentó mayor abundancia en promedio fue el brazo del Sauce (1.8×10^4 cel ml^{-1}), seguida de Centro (9.6×10^3 cel ml^{-1}), y la de menor abundancia Feliciano (1.7×10^3 cel ml^{-1}).

La abundancia del zooplancton varió entre 4288 org m^{-3} en julio y 347560 org m^{-3} en enero de 2010. Los rotíferos dominaron la comunidad en casi todas las estaciones de muestreo. Su abundancia relativa fue de 45 %, la de copépodos 36 %, moluscos 11 % y cladóceros 8 %. De un total de 47 especies, 32 fueron de rotíferos seguido por los cladóceros con 10, copépodos con 4. El único molusco fue la larva planctónica de la especie invasora *Limnoperna fortunei* denominado "mejillón dorado," presente en todas las estaciones de muestreo.

DISCUSIÓN

En este trabajo se evalúa el impacto ambiental de una de las actividades más contaminantes y con mayor tasa de crecimiento en Uruguay. Los resultados muestran que en las cuencas con mayor actividad lechera la calidad de los arroyos es inferior que en las cuencas con menor o ninguna actividad lechera. Esta relación se cumple tanto para los parámetros químicos del agua como para el hábitat ripario y la comunidad bentónica. El impacto se ve reflejado además en el embalse receptor de todas las cuencas. El trabajo muestra también algunos problemas críticos pero localizados.

Las seis cuencas más australes concentran la mayor parte de la producción lechera y también de los habitantes. Cinco de ellas vierten sus aguas directamente al embalse, lo que por sí solo debería alertar para que se tomen los recaudos necesarios para su preservación. Por el contrario,

solo en la tercera parte de los 31 tambos incluidos en las cuencas se separan los sólidos del estiércol y en la mitad se realiza un tratamiento de los efluentes, el que muchas veces es incompleto o ineficiente.

El agua para lavar se puede estimar aproximadamente en 50 L por vaca y día, aunque en tambos pequeños el uso del agua es menos eficiente (Taverna & Charlón, 1999; Pedraza, 2002). Sin embargo en este trabajo el gasto de agua de limpieza por cuenca está más relacionado con el área total de las salas de ordeño que con la dotación de ganado o la producción de leche. El gasto excesivo de agua para limpieza produce una dilución de los efluentes que disminuye su valor como abono y aumenta el volumen de aguas residuales a manejar.

El alto gasto de agua está relacionado con la práctica de no separar los sólidos, como sucede en las dos terceras partes de los tambos y ya fuera señalado por DINAMA et al. (2008). De hecho en dichos tambos no hay correlación entre el gasto del agua y la dotación, lo que sí ocurre en los que acostumbran separar los sólidos.

Si bien la mitad de los tambos tienen sistemas de tratamiento, muchas de éstas no se encuentran operativas por falta de mantenimiento –como en dos tercios de los casos–, o por un mal dimensionamiento de las mismas. Es importante que los sistemas de tratamiento sean diseñados y construidos por técnicos capacitados y que consideren integralmente todos los aspectos involucrados.

Los altos valores de nitrato registrados en agua de pozos coinciden con lo reportado por Perdomo et al. (2001), cuyo origen adjudicaba a las salas de ordeño o corrales de producción animal intensiva. Dichos valores no se corresponden con los de las bacterias coliformes fecales sugiriendo un origen diferente para ambos agentes.

El alto nivel de fósforo observado en suelos considerados como naturales indican la existencia de una fertilización previa. Por otra

parte, en praderas sembradas estos niveles fueron muy superiores a los asociados con la máxima productividad de pasturas (30 mg L⁻¹). Por encima de estos valores, parte de este P es movilizado hacia los cuerpos de agua provocando su contaminación.

El pH y la conductividad indican la dilución de los arroyos con agua de lluvia, ya que las crecidas se debieron a intensas lluvias ocurridas en pocos días, en que el agua escurrió rápidamente sin infiltrarse en el suelo y sin cargarse de sales. Por el contrario, los sólidos suspendidos y la transparencia del agua responden al arrastre de sólidos por escorrentía superficial durante las crecidas. Esta erosión del suelo por el agua actúa fundamentalmente sobre la fracción inorgánica, la cual aumenta junto con los sólidos totales.

Tanto los sólidos suspendidos como los disueltos estimados mediante la conductividad del agua muestran un mayor grado de alteración en las cuencas con mayor actividad lechera. El oxígeno en cambio, muestra aguas bien oxigenadas en su mayoría, con algunos eventos críticos puntuales vinculados a períodos de estiaje. Un comportamiento similar tienen las concentraciones de nutrientes, cuya alta variabilidad dificulta compararlos entre cuencas. Sin embargo, esta misma variabilidad es mayor en las cuencas con mayor actividad lechera.

Debido a que la concentración depende no solo de los aportes sino también del caudal de agua que los recibe y diluye, la carga total transportada sería un mejor indicador que aquélla, y aún mejor la carga por unidad de superficie de la cuenca o coeficiente de exportación. Este se diferencia claramente entre cuencas lecheras y no lecheras. Como las primeras son a la vez las más caudalosas, sus concentraciones se contrarrestan por efecto de la dilución.

La concentración promedio de P total determinada en este trabajo coincide con la reportada por JICA-MVOTMA (2007) para el

agua de ingreso al embalse en 1997 (0.4 mg L⁻¹). En cambio la de N total es un orden de magnitud menor (5.5 mg L⁻¹).

La mayoría de los cursos –independientemente de su actividad lechera– ha sufrido la pérdida o importante reducción de la vegetación arbórea en sus riberas, combinada en general con la aparición de especies exóticas. Los árboles exóticos incluyen dos especies invasoras de relevancia internacional: Ligustro (*Ligustrum lucidum*) y Tojo (*Ulex europaeus*) (Lowe *et al.*, 2000; Zalba, 2002). Ambas especies son problemáticas para Uruguay (Nebel & Porcile 2006; Brugnoli *et al.*, 2009, Base de Datos sobre Especies Invasoras 2010), compitiendo y desplazando a especies nativas de bosques en el caso de *Ligustrum lucidum*, y siendo *Ulex europaeus* de difícil control.

Si bien la vegetación ribereña no muestra diferencias entre cuencas lecheras o no, sí lo hace la de la parte superior de las orillas y el dosel aéreo sobre las mismas y el curso. Mientras en las cuencas lecheras el impacto llega hasta el mismo arroyo afectando las orillas, en las no lecheras parece detenerse fuera de las mismas.

Los grupos dominantes del zoobentos indican ambientes moderadamente contaminados. También lo hace la baja proporción de los taxa más sensibles. La mayor diversidad en el arroyo Control sugiere una mejor calidad de agua, mientras que en 6 Cerro Pelado sucede lo contrario. La escasa abundancia que asocia los arroyos 7 y 8 puede obedecer a razones naturales en el primer caso (sombreado del bosque y fondo arenoso) y a la contaminación orgánica en el segundo.

El embalse de Paso Severino no mostró grupos algales dominantes sino que se sucedieron en los diferentes sitios de muestreo y épocas del año. Las mayores abundancias ocurrieron en los meses más cálidos. Estas densidades fueron en general menores a las registradas en otros

embalses como los ubicados en el Río Negro o el de Salto Grande (Pérez, 2002; Chalar et al., 2002).

Se constató la presencia de especies potencialmente tóxicas como *Microcystis aeruginosa* y *Dolichospermum circinalis*, pero sus abundancias no fueron elevadas por lo que no constituyeron un riesgo sanitario. A diferencia de las floraciones de verano en los embalses del Río Negro o Salto Grande (González-Piana et al., 2011), éstas no se registraron para el mismo periodo en Paso Severino. Esta limitación del crecimiento algal a pesar de la carga de nitrógeno y fósforo estaría dada por la baja disponibilidad de luz debida a la presencia de material en suspensión. Cuando el embalse presentó condiciones de alta transparencia del agua como la acontecida en la estación Centro, (estación profunda) durante octubre - diciembre de 2009 se sucedieron floraciones de *Scenedesmus ovalternus* var. *greventzii*.

La abundancia del zooplancton es en general menor que en Salto Grande (Chalar et al., 2002) y mayor que en los embalses del río Negro (Guillermo Chalar, com. pers.). El número de taxa es inferior al encontrado en Salto Grande (Chalar et al., 1993), pero está dentro de los rangos observados en embalses tropicales (Rocha et al., 1995). La dominancia de rotíferos podría estar relacionada con el estado trófico del sistema (Gannon & Stemberger, 1978; Blancher, 1984; Orcutt & Pace, 1984). Sin embargo, también se han encontrado altas abundancias de rotíferos en sistemas oligo y mesotróficos (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Matsumura-Tundisi et al., 1989) lo que sugiere que existen otros factores que pueden jugar un papel importante en la estructura de las comunidades (Matsumura-Tundisi et al., 1990). La especie invasora *Limnoperla fortunei* ya ha sido reportada en los embalses del Río Negro desde 1999 (Brugnoli et al., 2005).

Existen en la bibliografía muchas medidas posibles para mitigar los impactos de las actividades lecheras, el reciclado racional de las excretas animales empleándolas

como fertilizantes (Pedraza 2002), el uso de inhibidores de la nitrificación (Basset-Mens et al., 2007; Monaghan et al., 2007), el manejo del monte ripario (Anbumozhi et al., 2005; Hefting et al., 2005), el cercado de los cursos de agua para impedir el acceso directo de los animales a éstos (Bewsell et al., 2007), las plantas de tratamiento o la construcción de pequeñas represas o humedales (Vinten et al., 2008).

Muchas de ellas ya están contempladas en la Guía publicada por DINAMA et al. (2008), o habían sido propuestas o incluso adoptadas por algunos productores de la zona (Sosa Imaz, 2002).

Bartesaghi et al. (2006) recomiendan para el embalse de Paso Severino, establecer una zona de amortiguación mediante la recolonización con vegetación autóctona, controlar la tala del monte indígena ribereño y controlar la invasión por árboles exóticos, principalmente el ligustro.

CONCLUSIONES

Los distintos indicadores analizados reflejan la calidad ambiental de los arroyos y del embalse que recibe sus aguas. En general, todos los arroyos presentan problemas de calidad de agua y están alterados físicamente. También el agua subterránea de consumo doméstico presenta problemas sanitarios. Se observa una correspondencia entre la calidad ambiental de los arroyos y el nivel de producción lechera en sus cuencas.

Los niveles de P disponible en el suelo indican que el agregado de fertilizantes fosfatados puede causar eutrofización de algunas de las aguas superficiales. Particularmente el embalse mostró algunas floraciones algales y dominio de cianobacterias en las desembocaduras de microcuencas con alta actividad lechera, por lo que se puede estar dando un proceso de eutrofización que a largo plazo genere problemas sanitarios para el agua potable.

Toda actividad que implique producciones

intensivas con fuerte concentración de animales (cría de cerdos, cría de aves, etc.) genera una masa importante de residuos que es preciso manejar adecuadamente. En consecuencia, es altamente probable que algunos de los resultados del presente trabajo puedan hacerse extensivos a esas otras actividades.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo presenta resultados del proyecto FPTA 2007 (Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria) del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA) de Uruguay.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achkar M, Domínguez A & Pesce F. 2004. *Diagnóstico Socioambiental Participativo en Uruguay*. Programa Uruguay Sustentable, REDES-AT, Montevideo: 160 p
- Aicardi J. 2008. Proyecto de desarrollo de la producción lechera familiar de alta productividad. *Anuario 2007 OPYPA*, MGAP. Montevideo
- Anbumozhi V, Radhakrishnan J & Yamaji E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering* 24: 517–523
- APHA 1995. Standard methods for the determination of water and wastewater. American Public Health Association, 19^a Ed., Washington DC, USA
- Arocena R. 1999. Zoobentos. P 182-193 En: Arocena R & Conde D (eds.) *Métodos en Ecología de Aguas Continentales*. Facultad de Ciencias, Montevideo
- Arocena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M, Rodó E, Machado I, Pacheco JP, Castiglioni R & Gabito L. 2009. *Evaluación Ecológica de Cursos de Agua y Biomonitorio*. Informe final del Convenio de Cooperación Técnica y Científica entre DINAMA y Facultad de Ciencias. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/>
- Bartesaghi L, Ceroni M, Díaz I, Faccio C & Lenormand P. 2006. *Estrategias para la Gestión Participativa en Cuencas Hidrográficas: Experiencia Piloto en la Cuenca del Río Santa Lucía Chico en el Departamento de Florida- Uruguay*. Programa Uruguay Sustentable. Redes-Amigos de la Tierra Uruguay - Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio, Facultad de Ciencias, UDELAR, Montevideo
- Base de Datos sobre Especies Invasoras. 2010. I3N-URUGUAY. Facultad de Ciencias - Universidad de la República. Disponible en: <http://i3n.iabin.net/participants/uruguay.html> Consultado el: 2/26/2010
- Basset-Mens C, Ledgard S & Boyes M. 2007. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Journal of Ecological Economic*, 68: 1615-1625
- Bewsell D, Monaghan RM & Kaine G. 2007. Adoption of Stream Fencing Among Dairy Farmers in Four New Zealand Catchments. *Environmental Management*, 40: 201–209

- Blancher CE. 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiología*, 109: 251-263
- Bossi C. 1998. *Carta Geológica de Uruguay* 1:500.000. Facultad de Agronomía, UdelaR, Uruguay
- Brugnoli E, Clemente J, Boccardi L, Borthagaray A & Scarabino F. 2005. Update and prediction of golden mussel (*Limnoperna fortunei*): distribution in the principal hydrographic basin of Uruguay. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 77: 1-10
- Brugnoli E, Masciardi S & Muniz P. 2009. *Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental*. ECOplata-InBUy-Sección Oceanología, Facultad de Ciencias, UdelaR: 23 p
- Chalar G, Clemente J, Paradiso M, Brugnoli E & De León L. 2002. Dinámica de la eutrofización en el Embalse de Salto grande (Argentina – Uruguay). Factores abióticos controladores de la biomasa fitoplanctónica. 2a. *Reunión Internacional de Eutrofización de lagos y Embalses (CYTED)*, Facultad de Ciencias, Montevideo
- Chalar G, De León L, De León R, Fabián D & Gorga J. 1993. *Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos*. Informe Final de la primera etapa. Comisión Técnica Mixta-Salto Grande / Universidad de la República – Facultad de Ciencias - Sección Limnología: 30 p
- Chebataroff J. 1968. Rasgos de Geografía física y humana (de la cuenca del Río Santa Lucía). P 75-102 En: IEPAL (ed) *Acondicionamiento de Cuencas en el Uruguay*. Cursos y Documentos 14. Instituto de Estudios Políticos para América Latina
- DIEA- MGAP (Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2008. *Encuesta a productores lecheros remitentes*. Comunicado de Prensa: 24 de julio de 2008. www.mgap.gub.uy/diea
- DINAMA – CONAPROLE – IMFIA (Dirección Nacional de Medio Ambiente – Cooperativa Nacional de Productores de Leche – Instituto de Mecánica de Fluidos) 2008. *Guía de gestión integral de aguas en establecimientos lecheros: diseño, operación y mantenimiento de sistemas de tratamiento de efluentes* DINAMA, Montevideo: 230 p
- DNRNR- MGAP (Dirección General de Recursos Naturales Renovables, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 2004. *Carta de Macrozonificación de Ecosistemas del Uruguay*. Montevideo, Uruguay

- Dumontt C. 2000. Impacto ambiental de la Actividad Ganadera. *Revista Tierra Adentro*, Uruguay, 32: 1-7
- Gannon JE & Stemberger R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Transactions of American Microscopy Society*, 97: 16- 35
- Gillingham AG & Thorrold BS. 2000. A Review of New Zealand Research Measuring Phosphorus in Runoff from Pasture. *Journal of Environmental Quality*, 29: 88-96
- González Pereyra AV, Pol M, Catracchia CG, Flores M & Herrero MA. 2007. Efecto del Riego con Efluentes sobre el Comportamiento en Pastoreo de Vacas Lecheras. *InVet*, Uruguay, 9: 137-144
- González-Piana M, Fabian D, Delbene L & Chalar G. 2011. Toxics blooms of *Microcystis aeruginosa* in three Rio Negro reservoirs, Uruguay. *Harmful Algae News* 43: 16-17
- Hefting MM, Clement JC, Bienkowski P, Dowrick D, Guenat C, Butturini A, Topa S, Pinay G & Verhoeven JTA. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 24: 465-482
- JICA - MVOTMA (Japan International Cooperation Agency - Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). 2007. *The project on capacity development for water quality management in Montevideo and Metropolitan Area*. Final Report. Vol. 1: Summary
- Longhurst RD, Roberts AHC & O' Connor MB. 2000. Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 43: 7-14
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) - Species Survival Commission (SSC) - World Conservation Union (IUCN): 12 p
- Marrero M, Vidal M, Paulet L & Rondeau R. 2006. Política lechera. *Anuario 2006 OPYPA*, MGAP <http://www.mgap.gub.uy/opypa/ANUARIOS/Anuario06/htm/index.htm>
- Mateucci AD & Colma A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos, Monografía Biología N° 22. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, DC: 168 p

- Matsumura-Tundisi T & Tundisi JC. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. 1. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecologia*, 25: 265-270
- Matsumura-Tundisi T, Rietzler AC & Tundisi JC. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S. Carlos, SP- Brazil) and its fluctuation across one year. *Hidrobiología*, 179: 229-236
- Matsumura-Tundisi T, Leitao SN, Aguenta LS & Miyahara J. 1990. Eutrofización da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Revista Brasileira de Biologia*, 50: 923-935
- Méndez S, Pintos W & Lucchi C. 1988. Estudio de las características físico-químicas del agua de una zona del río Santa Lucía (Uruguay). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19(2): 123-133
- Monaghan RM & Smith LC. 2004. Minimising surface water pollution resulting from farm-dairy effluent application to mole-pipe drained soil. II. The contribution of preferential flow of effluent to whole-farm pollutant losses in subsurface drainage from a West Otago dairy farm. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47: 417-428
- Monaghan RM, Wilcock RJ & Smith LC. 2007. Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 211-222
- Nebel JP & Porcile JF. 2006. *La contaminación de bosques nativos por especies arbóreas y arbustivas exóticas*. Dirección Forestal del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca del Uruguay Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/forestal/> Consultado el: 02/26/2010
- OEA. 1971. *Cuenca del Río de la Plata. Estudio para su planificación y desarrollo: Cuenca del Río Santa Lucía*. Sec. Gral. OEA, Washington: 201 p
- Orcutt JD & Pace ML. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic monomictic lake with a note on rotifer sampling technique. *Hydrobiologia*, 119: 73-80
- Pedraza C. 2002. Manejo de estiércol de lechería, una imperiosa necesidad. *Tattersall* 175, revista on line. <http://www.tattersall.cl>.

- Perdomo C, Casanova O & Ciganda YV. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitrato y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia*, 5: 10-22
- Pérez MC. 2002. Fitoplancton del río Negro, Uruguay. *Limnetica*, 21: 81-92
- Rocha O, Sendacz S & Matsumara Tundisi T. 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. P 151-165 En: Tundisi J, Bicudo C & Matsumara-Tundisi T (Eds), *Limnology in Brazil*. Río de Janeiro
- Sosa Imaz P. 2002. *Situación del manejo de cuencas en Uruguay*. Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Manejo de Cuencas Hidrográficas. Montevideo: 25 p
- Taverna M & Charlón V. 1999. Manejo de efluentes en el tambo. P 99 – 104 En: *Seminario Manejo Integral del Agua en Predios Lecheros*. MVOTMA-CONAPROLE (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente – Cooperativa Nacional de Productores de Leche), Montevideo, Uruguay
- Vinten A, Symb G & Avdicb K. 2008. Faecal indicator pollution from a dairy farm in Ayrshire, Scotland: Source apportionment, risk assessment and potential of mitigation measures. *Water Research*, 42: 997–1012
- Zalba SM & Villamil CB. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions*, 4: 55–72