

# Calidad de agua del Arroyo Canelón Chico (2011-12) e identificación de problemas ambientales

Luis Aubriot<sup>1</sup>, Claudia Piccini<sup>2</sup>, Emanuel Machín

<sup>1</sup> Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias.

<sup>2</sup> Departamento de Microbiología, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable.

## Introducción

Los ecosistemas acuáticos cumplen funciones ecológicas fundamentales en el reciclaje y depuración del agua que reciben. Estos ecosistemas son alterados, en mayor o menor medida, cuando reciben la descarga directa o indirecta de vertidos industriales, agrícolas, domésticos y por la erosión de suelos, y/o por la modificación de la estructura de las cuencas y del régimen hidrológico. En general, estas actividades producen un aumento en el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua (eutrofización), ya sea por el vertido directo de efluentes industriales y domésticos (ej. efluentes de frigoríficos, tambos y ciudades) o como aporte indirecto (ej. fertilizantes aportados por escorrentía de campos agrícolas), lo que resulta en un efecto negativo en la calidad de agua (Schindler *et al.*, 2008). El ingreso de nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno) y materia orgánica en exceso a ríos y arroyos provoca la saturación de la capacidad de autodepuración del agua, reflejado en la disminución de la concentración de oxígeno y el transporte aguas abajo de altas cargas de nutrientes y materia orgánica. Estos cambios en la calidad de agua resultan en una disminución de la biodiversidad acuática. Estudios recientes predicen que el continuo y progresivo aumento de la explotación de los recursos naturales tendrá como consecuencia un aumento considerable en el aporte de nutrientes a ríos y arroyos (Seitzinger *et al.*, 2010).

Como un ecosistema acuático es el resultado de lo que el ambiente recibe del exterior, lo que produce y descompone (reciclaje), el incremento del aporte de nutrientes resulta en la acumulación excesiva de éstos y de la materia orgánica por encima de la capacidad de reciclaje del ambiente. Dicho exceso es transportado aguas abajo y una vez que desemboca en cuerpos de agua mayores y con menor renovación del agua, puede

provocar un aumento de la producción fitoplanctónica del ecosistema y el consecuente crecimiento de los organismos nocivos como las cianobacterias (Oliver & Ganf, 2000). Por lo tanto, el control de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, y de la presencia de organismos nocivos para la salud, debe estar focalizada en la disminución de las cargas de fósforo y nitrógeno al ambiente (Conley *et al.*, 2009).

Además del aumento del aporte de nutrientes en la cuenca, el deterioro de la calidad de agua de ríos y arroyos también ocurre por la modificación del cauce de los cursos de agua, las áreas de inundación y la destrucción de la flora ribereña. Muchos estudios coinciden en el papel fundamental que cumple la flora nativa ribereña (zonas inundables y monte nativo) en la reducción de la carga de los nutrientes (autodepuración) que son transportados por el curso agua y por la escorrentía del suelo (Williams *et al.*, 2003; Biggs *et al.*, 2004; Conley *et al.*, 2009).

Los efectos de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos puede restringir la utilización de dichos ambientes como recursos de agua potable. En la última década se ha observado un deterioro progresivo de la calidad de agua de los ecosistemas de Uruguay, evidenciado por el incremento de la frecuencia y duración de las floraciones de cianobacterias (Bonilla, 2009). El deterioro de la calidad de agua por efecto de la eutrofización está estrechamente ligado al uso productivo de la tierra, a la destrucción de los ecosistemas naturales y al porte de aguas residuales urbanas e industriales. En Uruguay, las exportaciones de productos agroindustriales se han quintuplicado (en miles de millones de dólares) y la importación de fertilizantes a crecido de 300 a 730 mil toneladas desde el año 2000 a 2012 (OPYPA).

Un caso particular es el Río Santa Lucía y su cuenca, la cual tiene una actividad agroindustrial intensiva mientras que el cauce principal es utilizado para producir agua potable para abastecer aproximadamente al 60% de la población del país (Aguas Corrientes, OSE). La cuenca del R. Santa Lucía recibe los efluentes de industrias, centros urbanos y de establecimientos agropecuarios, y de continuar con esta tendencia de aportes antrópicos se pone en riesgo la factibilidad de potabilizar el agua (Arocena *et al.*, 2008). Durante el monitoreo realizado en la cuenca del R. Santa Lucía en 2006 se determinó que el Arroyo Canelón Chico (ACC) y Arroyo Canelón Grande (ACG) presentan una calidad de agua “mala” a “muy mala” según el índice ICA (Arocena *et al.*, 2008). En el estudio de Arocena *et al.* (2008) se evaluó la calidad de agua en la zona alta del ACC pero no se realizaron estudios a la altura de la ciudad de Canelones. El

ACC y ACG desembocan a 1 km aguas arriba de la presa de Aguas Corrientes (OSE), es decir del lugar donde se toma el agua a potabilizar. Una evaluación reciente de la cuenca del Río Santa Lucía muestra que el 100% de la industria frigorífica, de alimentos, bebidas, y el 70% de lácteos incumple la normativa vigente para indicadores de contaminación como el fósforo total y amonio, como fuentes puntuales (DINAMA-JICA, 2011). Las fuentes puntuales (industrial y domésticas) representan solo el 19% del aporte de contaminantes, mientras que el 81% corresponde a fuentes difusas (*e.g.* escorrentía de las zonas agrícolas que drenan hacia un río) (DINAMA-JICA, 2011). En marzo de 2013 se produjo el primer fenómeno registrado de floración de cianobacterias (*Anabaena* sp.) en Aguas Corrientes lo cual afectó la calidad del agua potable por la presencia de geosmina (molécula aromática no tóxica producida por dicha cianobacteria).

El objetivo del presente informe es evaluar la calidad de agua de Arroyo Canelón Chico en dos zonas con diferente influencia antrópica: en una zona urbana que recibe los aportes de la descarga del Frigorífico Canelones (Fig. 1, sitio A) y un área predominantemente agrícola (Fig. 1 sitio B). Los muestreos se realizaron durante los años 2011 y 2012, el último fue realizado seis meses antes de la floración de cianobacterias en Aguas Corrientes (marzo 2013).

## **Materiales y Métodos**

Los muestreos se realizaron en el sitio A y B en junio de 2011 y setiembre de 2012, respectivamente. En cada sitio se realizaron mediciones *in situ* de temperatura y concentración de oxígeno disuelto (OD), con sensor Horiba D-25; pH con pHTestr 20 y conductividad con Horiba Navih. Se tomaron tres réplicas de muestras de agua las que fueron refrigeradas (4°C) e inmediatamente transportadas al laboratorio. En el laboratorio las muestras se filtraron con filtros GF/C (Munktell). El filtrado se utilizó para la determinación de nutrientes disueltos (fosfato, PO<sub>4</sub>; nitrato, NO<sub>3</sub>; nitrito, NO<sub>2</sub>; amonio, NH<sub>4</sub>) y la muestra bruta para los nutrientes totales. Los nutrientes se analizaron con métodos colorimétricos con espectrofotómetro (Thermo Evolution 60). El fosfato reactivo se determinó con el método de molibdato de amonio (límite de detección, LD  $\geq 10 \mu\text{g l}^{-1}$ ), el nitrato con salicilato de sodio (LD  $\geq 100 \mu\text{g l}^{-1}$ ), nitrito con el método de sulfanilamida (LD  $\geq 2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) y amonio con azul de idofenol (LD  $\geq 2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) (APHA, 1985). El nitrógeno y fósforo total en agua (NT y PT, respectivamente) se determinaron por oxidación de la muestra con persulfato de potasio (LD  $\geq 100$  y  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ ,

respectivamente) (Valderrama, 1981). El PT y NT en el sedimento se determinaron según la modificación de Arocena y Conde (1999). Los sólidos totales en suspensión (STS) y la materia orgánica en suspensión (MO) se determinaron por gravimetría (secado a 80 °C) e ignición/gravimetría (500 °C), respectivamente.

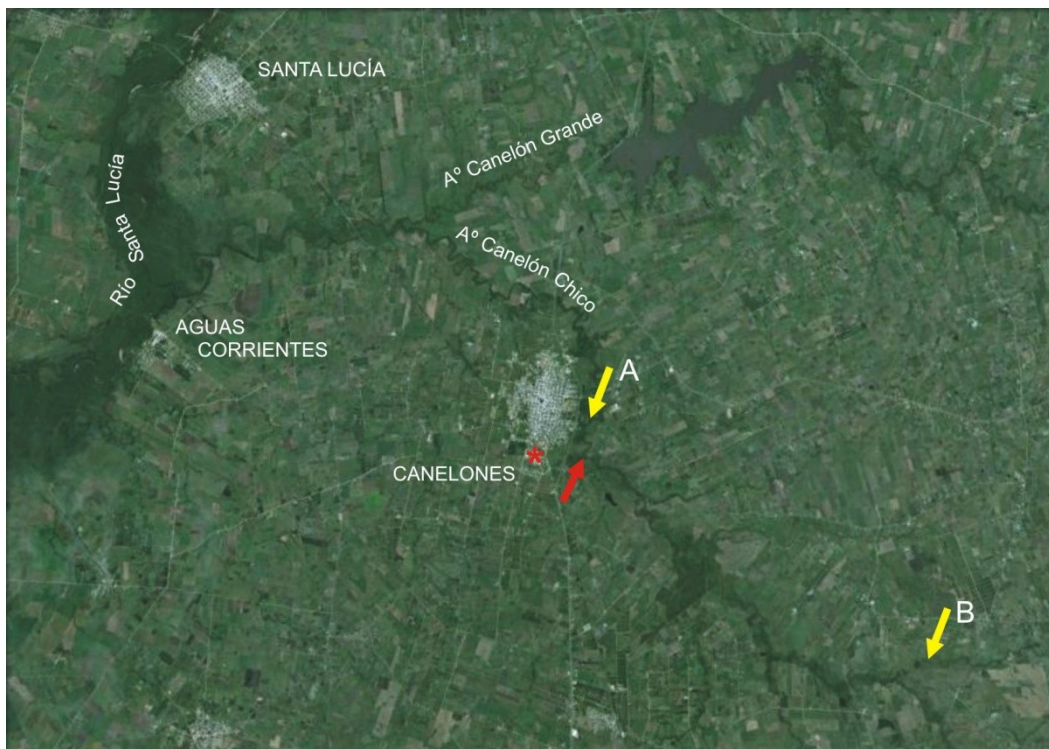


Figura 1. Imagen satelital del Arroyo Canelón Chico y su unión con el Arroyo Canelón Grande y desembocadura en el Río Santa Lucía (1 km de Aguas Corrientes). Las flechas amarillas indican el lugar de los sitios de muestreo A y B. El sitio A ( $34^{\circ} 31' 42,21''$  S;  $56^{\circ} 16' 04,60''$  O) se ubicó en el Parque de la Ciudad de Canelones, aguas debajo de la zona de vertido (flecha roja) de aguas residuales del Frigorífico Canelones (asterisco rojo). La flecha negra indica la zona de vertido de aguas servidas de la ciudad de Canelones tratadas por la OSE. El sitio B se ubicó próximo al puente de la ruta 107 ( $34^{\circ} 34' 26,04''$  S;  $56^{\circ} 10' 04,04''$  O).

## Resultados y evaluación

La conductividad del agua presentó valores medios a altos para agua dulce y agua potable en la estación A (aprox.  $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ , APHA, 1985) (Tabla 1). El OD presentó valores de hipoxia en la estación A, por debajo del límite establecido por la DINAMA ( $5 \text{ mg OD l}^{-1}$ , Decreto 253/79). El agua se encontró subsaturada de oxígeno en ambos sitios (valores esperados de saturación para A:  $9.56 \text{ mg l}^{-1}$  y B:  $10.15 \text{ mg l}^{-1}$ ) (Fig. 2). El pH varió dentro de los rangos normales de neutralidad.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos determinados in situ en los sitios A y B de muestreo, en junio 2011 y setiembre 2012, en el Arroyo Canelón Chico. El valor en negrita es inferior los niveles permitidos por la normativa vigente (Decreto 253/79).

Fecha	Sito	T °C	K $\mu\text{S cm}^{-1}$	OD $\text{mg l}^{-1}$	OD %	pH
10.09.12	A	16.0	636	<b>2.85</b>	28.3	7.65
10.09.12	B	13.2	900	6.35	60.0	7.53
13.06.11	A	-	1469	-	-	7.92
13.06.11	B	-	661	-	-	7.49

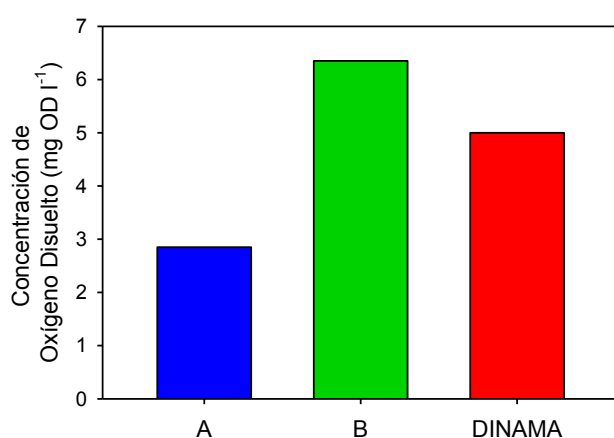


Figura 2. Comparación de los niveles de oxígeno disuelto en agua ( $\text{mg OD l}^{-1}$ ) de los puntos de muestreo A y B del año 2012 con el límite mínimo permitido por la DINAMA (Decreto 253/79).

En la Tabla 2 se muestran las determinaciones de nutrientes en agua y sedimento, así como la concentración de sólidos totales y materia orgánica en suspensión. La estación A (cerca al frigorífico) presentó las mayores concentraciones en relación a la estación B (producción agrícola). El fosfato fue el doble en A, al igual que el PT. Prácticamente toda la contribución al PT fue por fosfato disuelto, el cual se encuentra biodisponible para el crecimiento de organismos vegetales y cianobacterias. Los valores de PT fueron 50 y 25 veces superiores a los permitidos en A y B, respectivamente ( $25 \mu\text{g PT l}^{-1}$ , Decreto 253/79) (Fig. 3).

Las formas de nitrógeno inorgánico disuelto ( $\text{NH}_4+\text{NO}_2+\text{NO}_3$ ) fueron 5 veces superiores en la estación A, que en B (Tabla 2). Los valores de amonio fueron 35 veces superiores a los recomendados por Decreto 253/79 para agua utilizada para potabilización.

Tabla 2. Concentración de fosfato (PO<sub>4</sub>-P), amonio (NH<sub>4</sub>-N), nitrito (NO<sub>2</sub>-N), nitrato (NO<sub>3</sub>-N), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) en agua y sedimento (PT-Psed y NT-Psed en peso fresco, PF) en los sitios A y B de muestreo, en junio 2011 y setiembre 2012, en el Arroyo Canelón Chico. Se muestra media ± desvío estándar (n = 3). Los valores en negrita superan los niveles permitidos por la normativa vigente (Decreto 253/79).

Fecha		Set.12	Set.12	Jun.11	Jun.11
Sito		A	B	A	B
PO <sub>4</sub> -P	µg l <sup>-1</sup>	<b>1109.5</b> ±16.3	<b>555.5</b> ±16.6	-	-
NH <sub>4</sub> -N	µg l <sup>-1</sup>	<b>706.0</b> ±143.2	17.1 ±5.5	-	-
NO <sub>2</sub> -N	µg l <sup>-1</sup>	47.9 ±1.2	13.0 ±0.8	-	-
NO <sub>3</sub> -N	µg l <sup>-1</sup>	719.4 ±184.4	282.4 ±26.3	-	-
NT-N	µg l <sup>-1</sup>	4239.7 ±356.5	1384.0 ±131.4	2360.0 ±120.0	1102.2 ±95.8
PT-P	µg l <sup>-1</sup>	<b>1161.4</b> ±29.1	<b>553.3</b> ±11.8	<b>2350.0</b> ±100.0	<b>670.0</b> ±29.4
PT-Psed	µg g <sup>-1</sup> (PF)	-	-	363.2 ±27.4	165.9 ±35.8
NT-Nsed	µg g <sup>-1</sup> (PF)	-	-	301.5 ±40.4	361.6 ±107.4
STS	mg l <sup>-1</sup>	20.6 ±1.1	14.6 ±0.7	-	-
MO	%	25.3 ±0.5	20.5 ±0.9	-	-

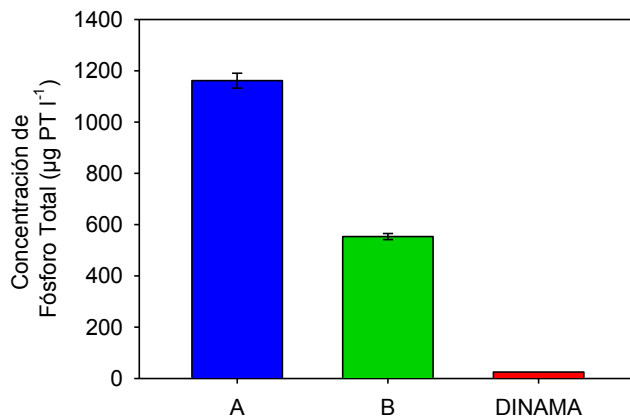


Figura 3. Comparación de los niveles de fósforo total en agua (µg PT l<sup>-1</sup>), obtenidos en los puntos de muestreo A y B del año 2012 con el límite establecido por la DINAMA (Decreto 253/79).

El NT fue 4 veces superior en A que en B, y el doble de un año al siguiente (Tabla2). El NT estuvo compuesto principalmente por formas orgánicas nitrogenadas (65% a 77%).

Fósforo determinado en sedimento de la estación A presentó los valores más altos registrados en comparación con los obtenidos en la cuenca del Río Santa Lucía (>300

$\mu\text{g g}^{-1}$  peso fresco; Arocena *et al.*, 2008). Además de las altas concentraciones de fosfato en el agua, esta mayor carga de fósforo en el sedimento puede ser transportada aguas abajo y quedar disponible para el crecimiento fitoplanctónico.

### **Identificación de las principales fuentes puntuales y difusas de aporte de nutrientes y medidas de mitigación**

Los principales aportes antrópicos que afectarían de forma directa la calidad de agua del ACC se indican a continuación (Fig. 4) (el orden no indica la magnitud del impacto):

1. Frigorífico de Canelones. Sus efluentes salen de la planta industrial tras un tratamiento primario, y antes de ser volcados al ACC reciben un segundo tratamiento en depósitos externos cercanos a la ruta 5 y próximos a la entrada de la Ciudad de Canelones. Se ha identificado un fuerte olor a descomposición que, según los habitantes de la zona, ha aumentado los últimos 5 años.
2. Desechos urbanos de la Ciudad de Canelones. Se observa la creciente presencia de basurales no regulados, muchos próximos a cañadas que luego desembocan en el Arroyo (ej., zonas aledañas al arroyo y la Cañada del Pescador).
3. Antiguo vertedero de basura, ubicado a 300 m del cauce del ACC. Cuando se producen crecidas del Arroyo, el agua entra en contacto con la basura acumulada y el lixiviado es transportado aguas abajo.
4. Planta de tratamiento de aguas cloacales de la Ciudad de Canelones (OSE). Según ha informado la OSE, dicha planta cuenta con tratamiento terciario. Los vecinos de la zona de Margat han identificado el vertimiento de aguas turbias al ACC que dejan un precipitado negro en las plantas acuáticas, que el ganado ya no bebe allí, y la presencia frecuente de peces muertos.
5. Cultivos de Soja: se ha identificado el aumentado considerablemente de la extensión de dichos cultivos, los cuales se han extendido hacia las márgenes del ACC ya que en muchos sectores el bosque ribereño fue cortado. Estos cultivos requieren de fertilización artificial con nitrógeno y fósforo, así como la aplicación de fitosanitarios (herbicidas y pesticidas).





Figura 4. Imagen satelital del Arroyo Canelón Chico y adyacencias. Se muestran las zonas 1 a 5 descritas en el texto donde se han identificado impactos antrópicos. La zona 6 muestra la desembocadura del ACC 1 km aguas arriba de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes (OSE).

### **Propuesta de recuperación de la calidad de agua del ACC**

Medidas de mitigación del aporte de nutrientes, materia orgánica y productos agrotóxicos al ACC se dividen en:

1. Aportes de frigoríficos, tambos y aguas residuales de la Ciudad de Canelones: 1a. realizar un tratamiento terciario eficiente de los efluentes, con un monitoreo frecuente de las cargas de nutrientes vertidas, en particular para conocer en qué condición climática o de actividad de producción ocurre el aporte máximo. 1b. En el caso cumplir con el punto 1a, construir humedales artificiales que reciban el efluente ya tratado para retener los nutrientes que la planta no haya podido captar. Este sistema final de tratamiento tiene particular importancia para mitigar las cargas vertidas de nutrientes cuando la capacidad de tratamiento de efluentes de la planta se ve excedida. 1c. Monitorear el aporte real de nutrientes y materia orgánica al curso de agua del ACC bajo diversas condiciones climáticas y de producción.



2. Desechos urbanos: 2a. eliminar los vertederos que se encuentren dentro de la cota máxima de inundación del ACC. 2b. Evitar que el lixiviado de los rellenos sanitarios drenen hacia los tributarios (por cañadas y escorrentía del terreno), canalizar el lixiviado y tratarlo de forma terciaria, previo al ingreso al cauce del ACC.

3. Agricultura intensiva: 3a. determinar una zona de exclusión (tamaño a determinar en estudios específicos) de cultivos en las márgenes del ACC que permita la recuperación de la flora nativa ribereña para que retenga parte de los fertilizantes que son transportados por escorrentía. 3b. Determinar una zona de exclusión para del uso de fitosanitarios (pesticidas y herbicidas) en las márgenes del ACC y tributarios (zona a determinar en estudios específicos). 3c. Realizar estudios de suelo para determinar las necesidades de fertilización particulares, con el objetivo de minimizar la aplicación de fertilizantes. 3d. Evaluar mediante un monitoreo el aporte de nutrientes y agrotóxicos por escorrentía al cauce principal del ACC.

4. Recuperación de la flora ribereña nativa y la flora acuática del ACC, así como la conservación de zonas bajas de inundación (conservación de la heterogeneidad espacial y diversidad biológica), que permita una retención más efectiva de nutrientes y materia orgánica que son aportados por el cauce principal y la escorrentía de los campos agrícolas.

### **Conclusiones**

- La calidad de agua del ACC continúa siendo “muy mala” (Índice ICA). El agua a la altura de la ciudad de Canelones presenta valores de PT 50 veces superiores y de amonio 35 veces superiores a los recomendados por el Decreto 253/79 para agua utilizada para potabilización. Es necesario evaluar la capacidad actual del ACC de autodepuración hasta su desembocadura en el Río Santa Lucía y promover las medidas de manejo del curso de agua que potencien dicho proceso.

- Las medidas de recuperación de la calidad de agua del ACC deben orientarse a: 1. la reducción efectiva de las cargas de nutrientes aportadas al ACC en general y de fósforo (fosfato y formas orgánicas ricas en fósforo) en particular, y 2. evitar el ingreso de fitosanitarios al curso de agua del ACC.

### **Agradecimientos**

Este estudio se realizó como parte de las actividades prácticas del curso de posgrado (PEDECIBA) Respuesta de los Ecosistemas Acuáticos a Impactos Antropogénicos

durante 2011 y 2012. Agradecemos a los estudiantes que participaron de dicho curso: Magdalena Carabio, Maite De María, Laura Lima, Florencia Bertoglio, Larisa Magnone, Ruben Canavese, Gabriela Jorge, Analía Marrero, Martina Soumastre y Gabriela Martínez de la Escalera.

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Apha (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WPCF, Washington.
- Arocena, R. & Conde, D. (1999). *Métodos en ecología de aguas continentales*. DIRAC, Montevideo.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J.P., Castiglioni, R., & Gabito, L. (2008). Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. *Convenio de Cooperación Técnica y Científica Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) y Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias*.
- Biggs, T.W., Dunne, T., & Martinelli, L.A. (2004). Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry*, **68**: 227-257.
- Bonilla, S. (2009). *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de monitoreo*. UNESCO, Montevideo.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., & Likens, G.E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, **323**: 1014-1015.
- Dinama-Jica (2011). *Proyecto sobre control de contaminación y calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe final del proyecto*. Equipo del proyecto DINAMA & Equipo de expertos JICA (Nippon Koei Co., LTD), Montevideo.
- Oliver, R. & Ganf, G. (2000). Freshwater blooms. In *The Ecology of Cyanobacteria* (Whiton, B. & Potts, M., editors) Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., & Kasian, S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, **105**: 11254-11258.

- Seitzinger, S.P., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., Van Drecht, G., Dumont, E., Fekete, B.M., Garnier, J., & Harrison, J.A. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochem. Cycles*, **24**: GB0A08.
- Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, **10**: 109-122.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Brayb, S., Foxa, G., Nicoleta, P., & Searb, D. (2003). Comparative diversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.*, **115**: 329 - 341.