



INNOTECH

ISSN: 1688-3691

ISSN: 1688-6593

innotec@latu.org.uy

Laboratorio Tecnológico del Uruguay
Uruguay

Aubriot, Luis; Delbene, Lucía; Haakonsson, Signe;
Somma, Andrea; Hirsch, Federica; Bonilla, Sylvia
**Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía:
influencia de la intensificación productiva y perspectivas**

INNOTECH, núm. 14, 2017, Julio-, pp. 7-16

Laboratorio Tecnológico del Uruguay
Uruguay

DOI: <https://doi.org/10.26461/14.04>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=606164031001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas

Evolution of eutrophication in Santa Lucía river: influence of land use intensification and perspectives

Aubriot, Luis (1); Delbene, Lucía (1); Haakonsson, Signe (1); Somma, Andrea (1); Hirsch, Federica (1); Bonilla, Sylvia (1)
(1) Grupo de Fisiología y Ecología de Fitoplancton, Sección Limnología, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.

Contacto: laubriot@fcien.edu.uy

RECIBIDO: 5/9/2017 – APROBADO: 25/11/2017

Resumen

El río Santa Lucía (RSL), principal fuente de agua potable de Uruguay, presenta síntomas de eutrofización. Este estudio evaluó algunos factores que influyen en la eutrofización del río para contribuir a la conservación y gestión del recurso. Se analizó la mayor base de datos de calidad de agua del RSL (2004 - 2016), con indicadores de intensificación productiva y cambios en el uso del suelo. La eutrofización del RSL tendió a estabilizarse en 2010, con máximos de fósforo total (PT) en 2013. Los embalses aumentaron su estado hipereutrófico, y los arroyos Canelón Grande y Chico se mantienen en hipereutrofia. El fósforo reactivo soluble se correlacionó con el PT ($r^2 = 0,95$, 76 % del total), asociado al exceso de fertilización de suelos y no se relacionó con indicadores de erosión. La relación significativa entre el PT y la importación de fertilizantes (indicador proxy) refleja el impacto de las actividades productivas (máximas: 2011 - 2015) en la eutrofización del RSL. Para mejorar la eficacia en la retención de nutrientes será necesario profundizar en las medidas de control de la fertilización y de efluentes de tambos, la extensión de las zonas de amortiguación hacia los tributarios de menor orden y las nacientes.

Palabras clave: Calidad de agua, fósforo, erosión, fertilizantes, ecosistemas lóticos, embalses, gestión, contaminación.

Abstract

Santa Lucía River (RSL) is the main drinking water resource of Uruguay which has symptoms of eutrophication. This study analyzed factors influencing the eutrophication of the river in order to contribute to the conservation and management of water quality. We analyzed the largest water quality database of RSL (2004 - 2016), including land-use changes and indicators of agriculture production. The eutrophication of RSL tended to stabilize in 2010, with maximum values of total phosphorus (PT) in 2013. The reservoirs increased the hypereutrophic state, while the rivers Canelón Grande and Chico were stable in hypereutrophy. The soluble reactive phosphorus correlated positively with PT ($r^2 = 0,95$, 76 % of PT), associated to the excess of land fertilization and it was not correlated with soil erosion indicators. The significant correlation between PT and fertilizers import reflected to the impact of productive activities in the basin (maxima: 2011 - 2015) and RSL eutrophication. Measures to control the excess of land fertilization, dairy effluents, together with the extension of buffer zones, are necessary to improve the efficacy of nutrient load reduction in streams and water sources.

Keywords: Water quality, phosphorus, land erosion, fertilization, lotic ecosystems, reservoirs, management, contamination.

Introducción

El aumento de las actividades productivas y el incremento poblacional han alterado el funcionamiento y estructura de los principales ecosistemas acuáticos y terrestres a nivel mundial (Paerl, 2017). En general, los síntomas más perceptibles del impacto antrópico en los ecosistemas naturales no se producen

de forma progresiva, sino luego de un período de acumulación en el cual no aparecen síntomas visibles (Scheffer, et al., 2001; Smith y Schindler, 2009). Por lo tanto, la identificación de tendencias que permitan conocer la evolución y posible predicción del comportamiento del ecosistema es fundamental para la gestión y conservación de los recursos naturales. Dentro de los indicadores de eutrofización más robustos y

estudiados se destaca la concentración de fósforo total (PT) en el agua (Schindler, 1977; Bennett, et al., 2001). Con base en este indicador, o en combinación con otras variables, se han desarrollado numerosos índices que permiten clasificar a los ecosistemas acuáticos en un gradiente de oligo a hipereutrófico, indicando así su condición de productividad potencial y de alteración o impacto.

En Uruguay se han producido cambios significativos en la matriz productiva como resultado de la intensificación y expansión de las actividades agropecuarias e industriales de la última década (DINAMA, 2014; OPP, 2015). Estas actividades, muchas veces realizadas sin suficientes medidas de preservación del ambiente, han generado severos problemas en la calidad del agua y en la conservación de los ecosistemas acuáticos del país (Bonilla, et al., 2015; Brazeiro, 2015).

En los últimos años la sociedad uruguaya ha experimentado el deterioro de la calidad de agua de varios ecosistemas acuáticos, situación que fue anunciada oportunamente por varios estudios académicos (Chalar, 2006; Arocena, et al., 2008; Chalar, et al., 2011; Bonilla, et al., 2015). En la actualidad, la generación de embalses para riego a gran escala (modificación de Ley de Riego, Uruguay, 1997; Fernández, et al., 2016), y la instalación de nuevas industrias de gran porte en el país, sumado a la tendencia de aumento de actividades agropecuarias, plantean un escenario desafiante para la conservación de los ecosistemas naturales y de la calidad de agua. A este contexto preocupante se suman las predicciones de cambio climático que indican aumentos de temperatura y de precipitaciones para la región (IPCC, 2014), lo que podría potenciar los efectos de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Paerl, 2017; Sinha, et al., 2017). Por lo tanto, se plantea un escenario complejo que requiere de la coordinación y esfuerzos entre usuarios e instituciones vinculadas al monitoreo y a la gestión de los recursos naturales para instrumentar planes de manejo sostenibles a largo plazo.

La cuenca del Río Santa Lucía (RSL), tercera cuenca en extensión del país (13.480 km²), es un sistema fluvial mixto, lótico y léntico (embalses) y es el principal recurso de agua potable para el 60 % de la población (Achkar, et al., 2014). A su vez, es fuente de agua para riego y depósito de efluentes puntuales y difusos de la zona de mayor actividad agroindustrial del país (DINAMA-JICA, 2011; DINAMA, 2015). Desde 2004, cuando se comenzó a registrar información sistemática de calidad de agua, el RSL sufre una progresiva eutrofización, alcanzando niveles elevados de PT hasta 2011 (DINAMA, 2015). Otro síntoma de deterioro ambiental en la cuenca del RSL fue la aparición de una floración de cianobacterias (*Dolichospermum* sp., marzo de 2013) con alta producción de geosmina, que otorgó mal sabor y olor al agua. Algunos episodios de floraciones también se registraron en ecosistemas acuáticos destinados a la potabilización de agua en otras zonas del país (Laguna del Sauce, Bonilla, et al., 2015; Río Negro, Chalar, et al., 2015; González-Piana, et al., 2017). Esta situación aceleró la formulación y ejecución del Plan de Acción para la Protección del Agua en la Cuenca del Santa Lucía (DINAMA, 2013), la creación de las Comisiones de Cuencas y la Mesa Técnica del Agua, entre otros ámbitos, y la reciente propuesta del Plan Nacional de Aguas (MVOTMA, 2017).

En este trabajo se investiga la influencia de la intensificación productiva agropecuaria en la eutrofización del río Santa Lucía y su evolución, mediante el análisis de la mayor serie temporal de datos disponibles para la cuenca hasta el presente (2004 - 2016). Se utilizó un indicador *proxy* de intensificación productiva e información reciente de los cambios en el uso

del suelo. Se utilizó el PT como el indicador más simple y ampliamente utilizado en estudios de eutrofización, y el que contó con la mayor cantidad de registros en la base de datos para el análisis de tendencias temporales.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del Río Santa Lucía comprende a los ríos Santa Lucía (RSL), Santa Lucía Chico (RSLCH) y San José. Del RSL se extrae agua para potabilizar para el 60 % de la población. El caudal para abastecimiento de agua está regulado por tres embalses: Paso Severino (RSL Chico: RSLCH) y Canelón Grande (sobre el arroyo Canelón Grande, ACG) son los principales y, en menor medida, San Francisco. El área de estudio comprendió el área definida como Zona A, con el objetivo de uso preponderante «fuente de agua potable» (DINAMA, 2015), con estaciones de muestreo localizadas aguas arriba de la planta potabilizadora de Aguas Corrientes (Figura 1). Las estaciones de muestreo se localizaron en la subcuenca del RSL (840.760 ha), aguas arriba de la represa de Aguas Corrientes, y en la del ACG (72.383 ha) (Tabla 1). La estación de muestreo SL integra el aporte de RSLCH y RSL, mientras que el sitio EPS está localizado en el embalse de Paso Severino (RSLCH) y PP en Paso Pache (RSL). La subcuenca del ACG (sitio CBZ, Belinzon-Margat) comprende a la subcuenca del embalse de Canelón (EC) y el Arroyo Canelón Chico (ESC, Paso Espinosa), aguas debajo de la Ciudad de Canelones (Figura 1).

Base de datos histórica

Se utilizó la base de datos histórica para la cuenca del RSL desde 2004 a 2010 de DINAMA y que fue compilada por la Sección Limnología (Bonilla, et al., 2015). Para este estudio se completó esa información con la serie de datos de 2011 a 2016 proporcionada por DINAMA. Se incluyeron datos adicionales para los años 2014 y 2015 de los muestreos realizados por la Facultad de Ciencias (FC) en la cuenca del RSL (en el marco del Convenio FC y Obras Sanitarias del Estado; responsables L. Aubriot y S. Bonilla) (Figura 1). En la Tabla 1 se muestran las estaciones de muestreo utilizadas según cada institución. Se seleccionaron datos de fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), sólidos totales en suspensión (STS) y turbidez (NTU) del agua. Se obtuvieron datos pluviométricos mensuales para el período 2004-2016 de la estación meteorológica de Florida (INUMET), por tener datos completos y ser representativa de la cuenca alta del RSL.

Usos de suelo

En la cuenca del RSL se concentra el 32 % de la población rural nacional, que se dedica principalmente a la producción hortícola, frutícola, vitivinícola, a la cría de aves y cerdos, y a la actividad lechera (Achkar, et al., 2012). Los usos del suelo son el ganadero (71,3 %, incluye la lechería y tambos), seguido por la actividad agrícola (16,2 %) y forestal (4,2 %), con 7,2 % de monte nativo, humedales, cuerpos de agua y suelos rocosos (Achkar, et al., 2012). Las ciudades de la cuenca no cuentan con saneamiento o cuentan con tratamiento de efluentes incompleto en vías de adecuación (URSEA, 2017), a excepción de la

Subcuenca	FC	Coordenadas FC	DINAMA	Coordenadas DINAMA	Nº muestreos	Hectáreas subcuenca
RSL y RSLCH	SL	34°30'21,20"S, 56°23'33,66"O	SL05 - C01 -C1	34°26'57,65"S, 56°24'8,38"O	62	840.760
RSL	PP	34°21'51,10"S, 56°15'0,42"O	SL04 - C03 - C3	*	62	494.214
RSLCH	EPS	34°15'49,41"S, 56°18'17,04"O	PS02 - F5	*	63	256.962
ACG y ACCH	CBZ	34°30'19,92"S, 56°23'1,03"O	CA04 - C02 -C2	34°29'4,97"S, 56°20'27,95"O	62	72.383
ACG	EC	34°27'38,28"S, 56°16'2,13"O	CA03-CG02 -C4	*	60	31.864
ACCH	ESC	34°29'56,45"S, 56°16'55,37"O	CA02 - C05 - C5	*	59	36.557

Tabla 1. Correspondencia entre las estaciones de muestro utilizadas en la base de datos histórica de FC (usada en el Convenio FC-OSE) y DINAMA (nomenclatura actual y antigua). RSL: Río Santa Lucía, RSLCH: Río Santa Lucía Chico, ACG: Arroyo Canelón Grande, ACCH: Arroyo Canelón Chico. SL: Río Santa Lucía (aguas arriba de Aguas Corrientes); PP: Paso Pache; EPS: Embalse de Paso Severino; CBZ: Belinzon; EC: embalse de Canelón Grande, ESC: Paso Espinosa. *Coordenadas iguales a las de FC.

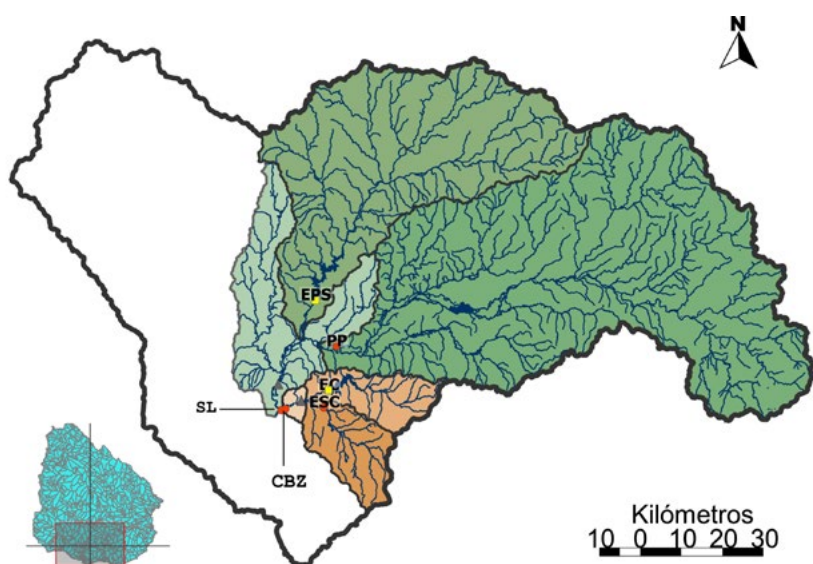


Figura 1. Mapa de la cuenca del Río Santa Lucía (contorno negro) y las subcuencas estudiadas y su red hidrográfica (contornos grises). Se incluye la subcuenca de los ríos Santa Lucía y Santa Lucía Chico (sitio SL, Santa Lucía, área coloreada con celeste y verde). Aguas arriba de SL se ubica la subcuenca que comprende la continuación del Río Santa Lucía (PP, Paso Pache) y Santa Lucía Chico (EPS, embalse de Paso Severino, ambas subcuencas coloreadas con verde). La subcuenca del Arroyo Canelón Grande (Sitio CBZ, Belinzon-Margat, color rosado claro, rosado oscuro y naranja), comprende la subcuenca del embalse de Canelón (EC, color rosado oscuro) y el Arroyo Canelón Chico (ESC, Paso Espinosa, color naranja). Los sitios de muestreo en cursos fluviales y en embalses se marcan con círculos rojos y cuadrados amarillos, respectivamente.

ciudad de Canelones que tiene tratamiento terciario, aunque no comprende a la totalidad de la población. Dieciocho de las 54 industrias operativas en la cuenca (frigorífica, láctea, textil, bebidas) comenzaron a usar tratamiento completo de efluentes líquidos a partir de 2016 (URSEA, 2017). Un kilómetro aguas arriba de la planta potabilizadora de OSE (Aguas Corrientes) descarga el arroyo Canelón Grande (ACG). Este arroyo tiene

una alta influencia de aportes puntuales (industria frigorífica, asentamientos sin saneamiento, cría de animales a corral, por ejemplo) y difusos por la agricultura intensiva, a la vez que su cuenca es la más densamente poblada (68,2 hab/km², mientras que la cuenca de SL va de 13,9 a 35,6 hab/km²).

La información geográfica se analizó con el software libre gvSIG 2.2.0. La composición relativa de los usos de

suelo se determinó para cada subcuenca para los años 2000, 2008, 2011 y 2015 a partir de las capas de acceso libre generadas por el Sistema de Información Territorial de la Dirección Nacional de Ordenamiento Territorial, del MVOTMA (SIT-MVOTMA). El SIT-MVOTMA utiliza las categorías según sistema estandarizado *Land Cover Classification System* (LCCS) (Di Gregorio, 2016). En este trabajo se analizaron las áreas terrestres cultivadas y manejadas (ATCM), dentro de estas los cultivos regados y de secano < 4-5 ha, cultivos regados > 4-5 ha, cultivos de secano > 4-5 ha y frutales.

Análisis de datos

Se eliminaron valores atípicos de la base de datos cuando se encontraron por encima o debajo de los límites superiores e inferiores (cuartil superior o inferior ± 1.5 x espacio intercuartilico) calculados para cada estación de muestreo. Las series temporales fueron analizadas con el test no paramétrico Mann-Kendall (M-K, estadístico S, Makesens 1.0). El ajuste de regresiones partidas por tramos (Liu, et al., 2010; Singh, et al., 2015; Campa y Morales, 2016) se realizó con Sigma Plot 11.0 (Systat Software Inc.). Cuando el ajuste por tramos no mostró cambios de tendencia se utilizaron regresiones lineales simples o lineales semilogarítmicas para cumplir con los requisitos del análisis paramétrico. La normalidad de datos se evaluó con Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianza con la distribución normal de los residuos. Para la comparación entre periodos se utilizó el análisis de ANOVA de una vía, cuando se cumplieron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de varianza, y en caso contrario se usó la prueba de Kruskal-Wallis (K-W), test *post hoc* Tukey y Mann-Whitney (M-W) (Sigma Plot 11.0).

Se utilizaron datos de importación de fertilizantes para el país como indicador *proxy* de intensificación productiva agraria para la cuenca del RSL, debido a que no existen datos disponibles de fertilización discriminados por cuenca o departamento. Se seleccionaron datos de fertilizantes totales y fosfatados (se incluyeron las materias primas para la elaboración de fertilizantes y se excluyó la urea) tomados del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP-División de Suelos y Aguas-Departamento de Fertilizantes, MGAP, 2016b). Se obtuvo una correlación significativa entre las toneladas de fertilizantes totales importadas y los índices de precios anuales (FAO, 2017) de alimentos, carne, lácteos y cereales ($p < 0,001$). La importación de fertilizantes se correlacionó con la producción nacional de soja, trigo y maíz (soja: $r^2 = 0,60$; $p < 0,001$, trigo: $r^2 = 0,47$; $p = 0,05$, maíz: $r^2 = 0,80$; $p < 0,001$) mejor que con otros cultivos cereales e industriales. También se obtuvo una correlación altamente significativa con la producción de leche comercial desde el año 2000 ($r^2 = 0,75$; $p < 0,001$) (fuente de datos de producción: MGAP, 2016a).

Para analizar la relación entre el PT en el agua y las variables explicativas (fertilizantes, precipitaciones y NTU) se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM). Para esto, los sitios fueron agrupados en las subcuencas del río Santa Lucía (RSL = EPS + PP + SL) y del arroyo Canelón Grande (ACG = CBZ + ESC + EC) debido a las claras diferencias en los valores de fósforo total entre subcuencas. Los modelos fueron construidos utilizando una matriz con valores de PT y turbidez del agua (NTU) promedio por año y por subcuenca, fertilizantes totales por año para el país, y

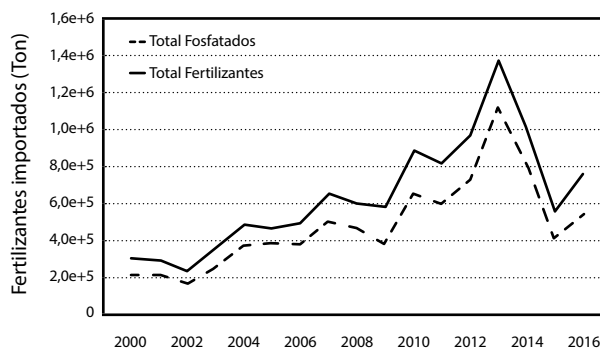


Gráfico 1. Evolución de la importación de fertilizantes totales y con fosfatos (urea excluida) por año para Uruguay. Se incluyen en estos datos la importación de materias primas para la elaboración de los fertilizantes. Fuente: MGAP-División de Suelos y Aguas-Departamento de Fertilizantes (MGAP, 2016b).

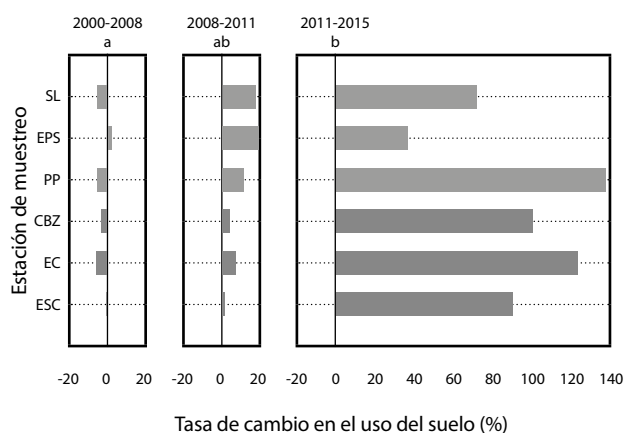


Gráfico 2. Tasa de cambios en el uso del suelo (%) para las subcuencas del RSL, entre los tres periodos que se indican. Se incluyeron las Áreas Terrestres Cultivadas y Manejadas (ATCM): los Cultivos Regados y de Secano < 4-5 ha, Cultivos Regados > 4-5 ha, Cultivos de Secano > 4-5 ha, y Frutales, según la clasificación Land Cover Classification System (LCCS) de FAO (ISO TC211 19144-LMCL). Ver siglas de las estaciones de muestreo en Figura 1. Barras en gris claro corresponden a la cuenca del Río Santa Lucía y gris oscuro a la cuenca del Arroyo Canelón Grande. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre periodos (K-W, Tukey, $p < 0,05$).

precipitaciones acumuladas por año. Para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de las varianzas de los residuos, las variables fueron log-transformadas y los modelos fueron sujetos a análisis de los residuos. Los análisis se realizaron para cada subcuenca partiendo de un modelo inicial que contenía todas las variables explicativas ($\text{Log(PT)} \sim \text{Log(fertilizantes)} + \text{Log(turbidez)} + \text{Log(precipitaciones)}$). En función de la significancia de explicación de cada variable independiente se seleccionó el modelo más parsimonioso y explicativo con el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson, 2002). Para este análisis se utilizó el programa R (3.0.3.6).

Resultados

Indicadores de intensificación productiva

En el periodo 2000 – 2016, la importación de fertilizantes totales para el país mostró un aumento progresivo desde los valores mínimos en 2002 a los máximos en 2013, con un aumento de 6,1 veces (Gráfico 1). La misma tendencia se observó para los fertilizantes fosfatados (como la suma de fosfato de amonio, fosfato monoamónico, superfosfato triple y materias primas para su elaboración). A partir de 2013 se produjo una disminución sostenida de hasta tres veces el volumen de las importaciones. Los cambios en el uso del suelo de la subcuenca del RSL muestran para las ATCM una tasa de variación de negativa a neutra entre 2000 - 2008 (Gráfico 2). En el periodo 2008 a 2011 se observaron aumentos de hasta el 20 % de la superficie de las ATCM, con mayores cambios en la cuenca del RSL, particularmente en el RSLCH. Los mayores cambios de superficie de ATCM se observaron entre el periodo 2011 y 2015, con los valores máximos para el RSL, particularmente en la subcuenca correspondiente a PP (Figura 1 y Gráfico 2, +138,2 % de tasa de cambio y 36,4 % de la superficie de la subcuenca ocupada por ATCM). En la cuenca del ACG los cambios de superficie ocupadas por las ATCM fueron marcadamente mayores en ese periodo, en particular en la subcuenca del EC (tasa máxima de +123,5 %, y 69,3 % de la superficie ocupada por ATCM). La diferencia de la tasa de variación de superficie de ATCM entre 2000 y 2008 y entre 2011 y 2015 fue significativa (K-W: $p = 0,002$, *post hoc* Tukey y K-W: $p < 0,001$, respectivamente).

Fósforo total en agua y tendencias temporales

La concentración de PT en agua presentó diferencias significativas entre las subcuencas (Gráfico 3). La subcuenca del ACG tuvo valores significativamente mayores de PT que la del RSL (ACG: $1290 \pm 554 \mu\text{g PT L}^{-1}$; RSL: $244 \pm 100 \mu\text{g PT L}^{-1}$, media y desvío estándar del período, respectivamente; M-W, $p < 0,001$). Los sitios dentro de la cuenca del RSL y del ACG no presentaron diferencias significativas entre ellos. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre el PT de los dos embalses. Las concentraciones medias máximas del período estudiado se encontraron en ESC ($2500 \mu\text{g PT L}^{-1}$, ACCH), seguido por CBZ ($1600 \mu\text{g PT L}^{-1}$, ACG), y las mínimas en SL y PP (60 y $110 \mu\text{g PT L}^{-1}$, respectivamente).

Las series temporales de datos anuales de PT tuvieron aumentos significativos en SL (44), PP (34), EPS (64), EC (56) (M-K $p < 0,05$, valores de S entre paréntesis). No se determinó una tendencia significativa en CBZ y ESC (M-K). Se obtuvo un ajuste significativo con funciones lineales partidas para los sitios SL y PP (Gráfico 4). Los puntos de quiebre se ajustaron para los años 2010 y 2013, para SL y PP, respectivamente. El cambio de tendencia hacia una pendiente negativa se encontró en PP. Los embalses EPS y EC mostraron una tendencia lineal positiva sin puntos de quiebre. En el caso de EPS la regresión se realizó con datos transformados $\log(\text{PT})$ para cumplir con homogeneidad de variancia de residuos. En toda la distribución de datos desde 2004 no se observaron valores por debajo del límite estándar de PT ($25 \mu\text{g PT L}^{-1}$) para las aguas superficiales según la legislación uruguaya (Uruguay, 1979).

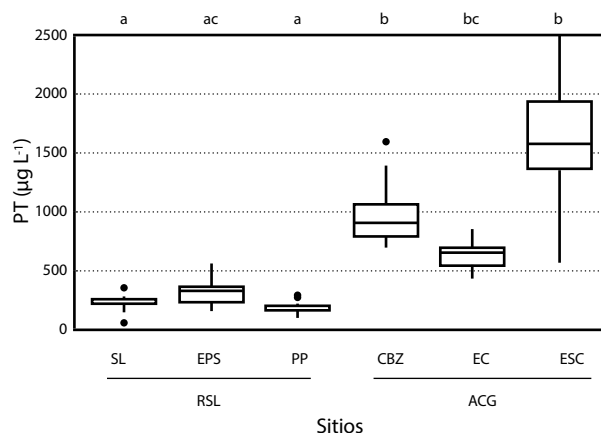


Gráfico 3. Concentración de fósforo total (PT) en agua para las medias del período 2004 - 2016 en cada sitio (ver nomenclatura en Figura 1) y subcuenca (Río Santa Lucía: SL, EPS y PP; Arroyo Canelón Grande: CBZ, EC y ESC). Límite superior e inferior de las cajas: percentil 75 y 25, respectivamente, línea continua horizontal: mediana, líneas verticales arriba y abajo: percentil 90 y 10, respectivamente, y círculos negros: valores medios atípicos. Las letras diferentes indican diferencias significativas (K-W, Tukey, $p < 0,05$).

Factores asociados a las variaciones de fósforo total

Se correlacionaron todos los datos de PT para ambas subcuencas con el PRS, turbidez y STS, con el objetivo de evaluar si las concentraciones de PT se relacionan a partículas en suspensión, por ejemplo asociadas a la erosión de suelos o al fósforo disuelto que puede provenir de la fertilización. Se obtuvo una correlación altamente significativa entre el PRS y PT ($r^2: 0,95$, $F = 2120$, $p < 0,0001$) y no se obtuvo correlación con NTU ni con STS (Gráfico 5). El PRS de cada sitio contribuyó al PT con un promedio mínimo de 72 % en el sitio PP y un máximo de 83 % en el CBZ. Se puede concluir que el fósforo en los cursos de agua de las subcuencas se encuentra mayoritariamente como fosfato inorgánico disuelto, biodisponible, y no se encuentra asociado a las partículas en suspensión.

Se analizó la relación entre el PT en el agua con las variables explicativas fertilizantes, precipitaciones y NTU, para la subcuenca RSL, mediante el ajuste del modelo GLM (Gráfico 6). Las variables precipitaciones y turbidez del agua no fueron significativas para la construcción del modelo. El mejor modelo para PT incluyó únicamente fertilizantes (Fer) como variable significativa y explicó el 42 % de la variabilidad (Gráfico 6, modelo: $\log(\text{PT}) = -0,88 + 0,57 \times \log(\text{Fer})$, % de devianción = 42, $gd = 12$, $AIC = -15,4$, (AIC modelo inicial = $-5,65$)). Para la cuenca del ACG no se encontró ningún modelo con parámetros significativos.

Discusión

En este trabajo mostramos la evolución de la eutrofización en la cuenca del Río Santa Lucía, aguas arriba de Aguas Corrientes, y la influencia de la intensificación agropecuaria, mediante la evaluación de la mayor serie temporal de datos

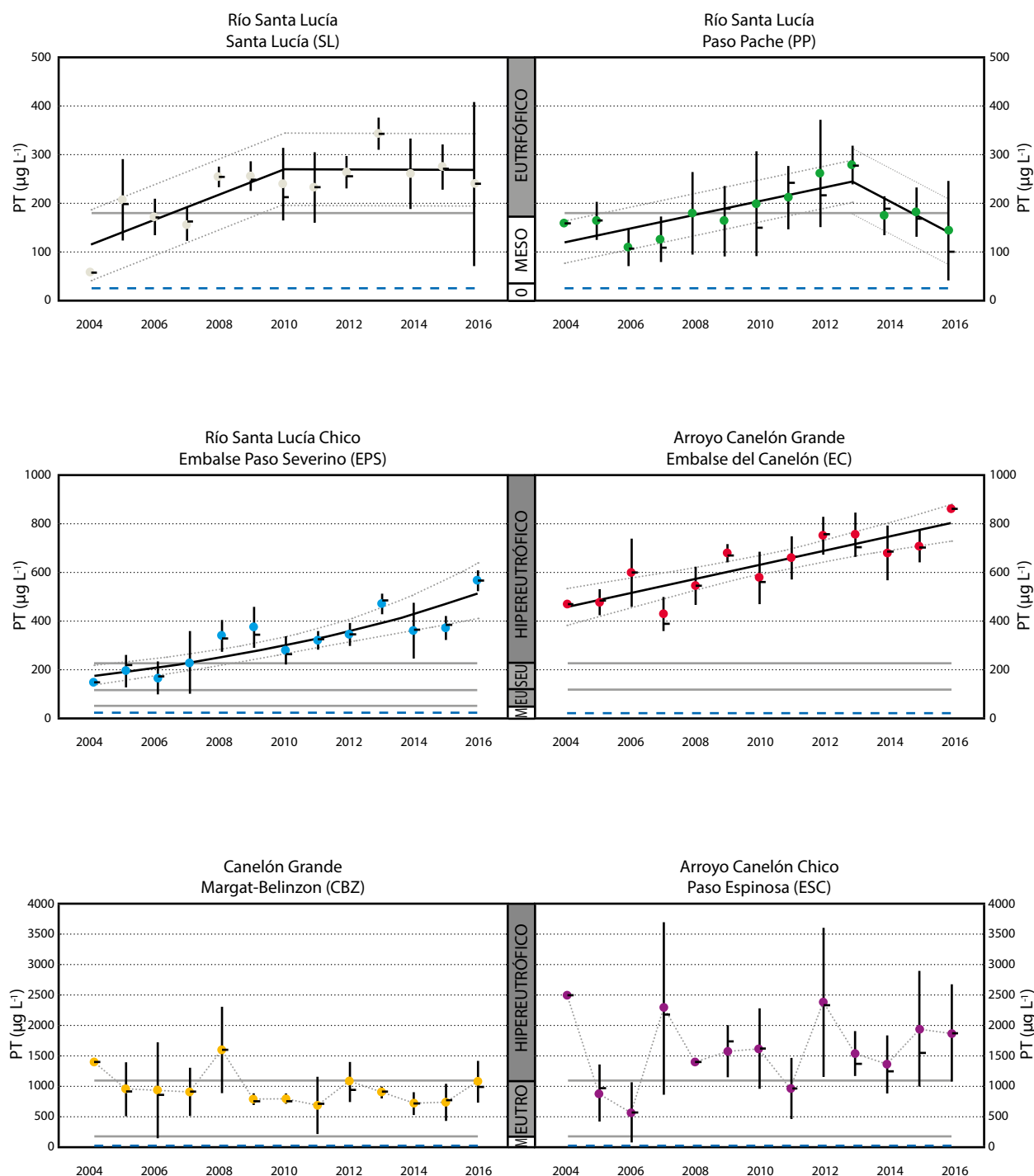


Gráfico 4. Series temporales de la concentración de fósforo total (PT) desde 2004 a 2016, en la cuenca del Río Santa Lucía y del Arroyo Canelón Grande. Los círculos indican la media, la línea vertical el desvío estándar y la línea horizontal negra la mediana. Se muestran los ajustes de regresiones lineales partidas en dos tramos (línea continua) y los intervalos de confianza 95 % (línea punteada) para SL, EPS y PP. Los parámetros para SL: $y_1: 115,6$, $y_2: 271,9$, $y_3: 269,4$, T_1 (punto de quiebre): 2010; $r^2: 0,67$, $F = 6,1$, $p = 0,015$; y PP: $y_1: 121,4$, $y_2: 246,2$, $y_3: 142,9$, T_1 (punto de quiebre): 2013; $r^2: 0,67$, $F = 6,1$, $p = 0,015$. Para el EPS el mejor ajuste fue semilogarítmico lineal (modelo: $\log(PT) = 10^{(0,03885x(\text{año}) - 75,6154)}$; $r^2: 0,79$, $F = 39,8$, $p < 0,0001$) y lineal simple en el EC (modelo: $PT = 28,4x(\text{año}) - 56515,4$, $F = 34,3$, $p < 0,0001$). No hubo ajustes significativos para CBZ y ESC. La línea entrecortada azul corresponde al límite del estándar de PT del Decreto 253/79 (Uruguay, 1979). Las líneas horizontales grises y las barras verticales muestran los límites del índice de estado trófico para ríos y embalses (Lamparelli, 2004). O: oligotrófico, M: mesotrófico, EU y EUTRO: eutrófico, SEU: supereutrófico. Nótese la diferencia de escalas del eje de las ordenadas en los paneles verticales.

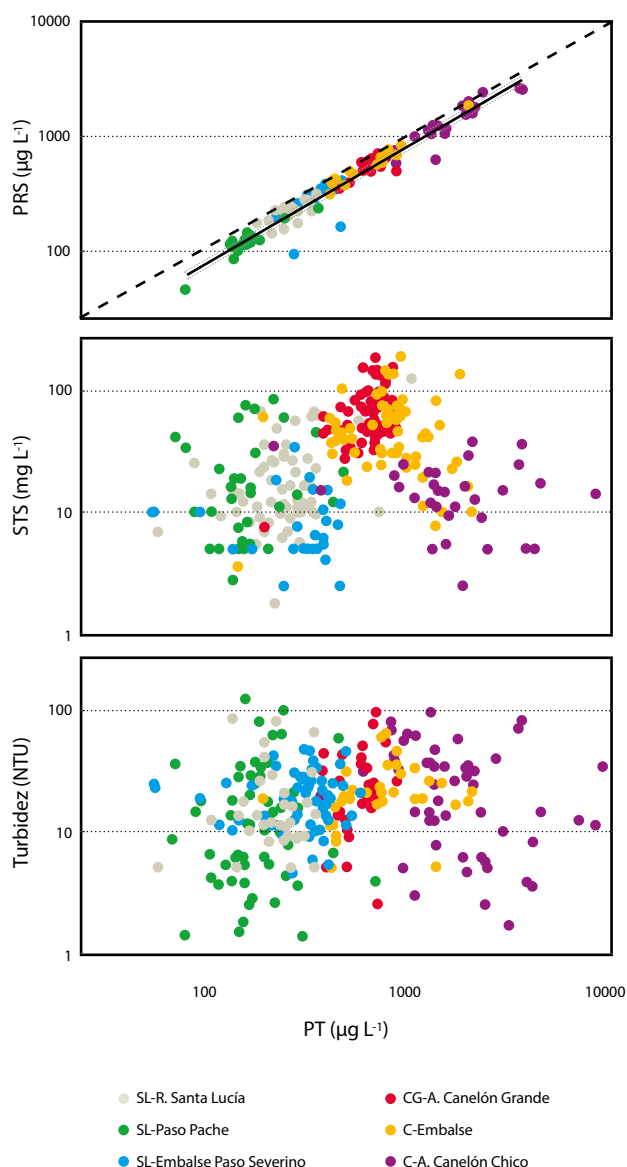


Gráfico 5. Correlaciones entre el fósforo reactivo soluble (PRS) y el fósforo total (PT) arriba, y los sólidos totales en suspensión (STS) y la turbidez (NTU) con el PT al centro y abajo, en escala logarítmica para todos los sitios de muestreo (diferenciados por colores). Modelo: $\ln(\text{PRS}) = 1,03 \times \ln(\text{PT}) + \ln(0,632)$; $r^2: 0,95$, $F = 2120,1$, $p < 0,0001$. La línea continua muestra el ajuste lineal y la línea punteada el 95 % de intervalo de confianza. La línea entrecortada muestra la relación proporcional 1:1. No se obtuvo ajuste significativo de STS y NTU con PT.

disponibles para la cuenca hasta el presente (2004 - 2016). La evolución de la eutrofización en el RSL presentó tendencias de estabilización en la eutrofia e hipereutrofia (cauce principal del RSL, y ACG – ACCH, respectivamente), tendencias ascendentes dentro de rangos de hipereutrofia (embalses) y signos de disminución (valores con tendencias descendentes en PP) para esta variable desde 2013 (según índices de Lamparelli, 2004; Cunha, et al., 2013).

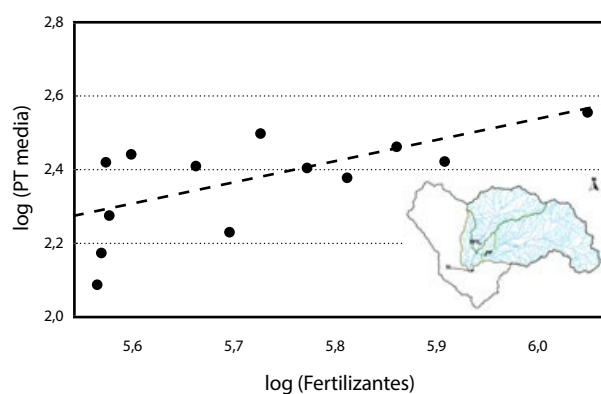


Gráfico 6. Regresión lineal significativa entre el logaritmo de PT en agua (datos anuales promediados de la subcuenca RSL, sitios SL, PP y EPS) y de las toneladas de fertilizantes importados por el país. Se detalla el modelo en el texto. En el mapa inserto se muestra la superficie de subcuenca analizada con relación al total (subcuenca con la red hidrográfica resaltada en celeste).

La presencia de altos porcentajes de PRS que componen el PT indica un aporte extremadamente alto de formas inorgánicas disueltas al agua, probablemente proveniente de la fertilización inorgánica de suelos y los efluentes de excreción animal (estiércol), y no se asoció con indicadores de erosión del suelo, como los STS y turbidez del agua (NTU). Este alto porcentaje de PRS, junto con la asociación significativa positiva encontrada entre la concentración de PT en el agua y la importación anual de fertilizantes (*proxy* de intensificación productiva), muestran el efecto de las actividades agropecuarias intensivas en la calidad de agua de la cuenca.

Causas y tendencias de la eutrofización

La eutrofización del RSL se evaluó en este estudio de forma simple, mediante la utilización de un indicador robusto con la concentración de PT (Lamparelli, 2004; Cunha, et al., 2013). La comparación de índices de estado trófico no es un objetivo de este estudio, ya que los índices son más útiles para estudios acotados en el tiempo y tienen categorías discretas con rangos amplios, por lo que el análisis de la evolución de las tendencias tiene mayor relevancia para comprender el funcionamiento del sistema. Otros índices de estado trófico, aplicados para clasificar la calidad del agua de la cuenca, se encuentran en Arocena et al. (2008), DINAMA (2015) y Quintans (2015).

El cauce principal del RSL presentó una tendencia a la estabilización del estado eutrófico a partir de 2010 (ausencia de cambios significativos), sin embargo, el valor máximo del periodo se encontró en 2013. De forma similar, aguas arriba de la desembocadura del SLCH, en PP, se determinó un punto de inflexión descendente desde el mismo año. Esta variación descendente en PP respondió a los cambios significativos producidos en la caída de importación de fertilizantes, explicado por la caída de los precios internacionales de cereales y en su producción (MGAP 2016a; FAO, 2017). Entre 2011 y 2015 se produjo el mayor cambio en el uso del

suelo en los últimos 17 años para la cuenca, particularmente con tasas máximas de incremento de áreas cultivadas y manejadas en la subcuenca de PP (Gráfico 2). Según esta tendencia, y de acuerdo a las clasificaciones de Haygarth et al. (2014), esta zona del RSL se comportaría como un sistema Tipo C, «exportador» de la carga de fósforo que recibe. Los embalses, no obstante, muestran tendencias de eutrofización ascendentes, con niveles de hipereutrofia desde 2007 (EPS) y claramente hipereutróficas en el embalse de Canelón. De acuerdo al índice para embalses subtropicales y tropicales TSI_{SR} (Cunha, et al., 2013), derivado de Lamparelli (2004), ambos embalses se encontrarían en hipereutrofia desde 2004 ($\geq 77.7 \mu\text{g PT L}^{-1}$). Un estudio reciente mostró que la cuenca del EPS presenta elevados coeficientes de exportación de nutrientes debido al alto porcentaje de superficie ocupada por cultivos, intensa producción de forraje para la producción lechera y efluentes de tambos sin tratamiento del estiércol (Chalar, et al., 2017). Ambos embalses se comportarían como sistemas del Tipo B, «acumulador» de fósforo, de acuerdo a la clasificación de Haygarth et al. (2014). Esta diferencia con el funcionamiento fluvial es típica de ecosistemas lénticos, debido a que tienen un mayor tiempo de residencia del agua y a que tienden a acumular el fósforo en el sedimento (Chalar y Clemente, 2005). Por lo tanto, los embalses son más resilientes a la mitigación de la eutrofización (Scheffer, 2007; Jarvie, et al., 2013).

La estabilización y disminución de la concentración de PT comenzó en 2010 y 2013, previo a la instrumentación del Plan de Acción (DINAMA, 2013) (URSEA, 2017), cuyos efectos positivos se podrían evidenciar en los siguientes años. Hasta el presente, ambos embalses, así como el ACG y ACCH, aún presentan tendencias ascendentes o estables en niveles hipereutróficos. Los niveles extremadamente altos de PT y estables en ACG y ACCH son característicos de la combinación del bajo caudal y aportes difusos de la agricultura intensiva y aportes puntuales significativos sin tratamiento (Withers y Jarvie, 2008). Por lo tanto, de haberse producido una disminución del aporte de nutrientes por una menor fertilización en la cuenca del CG (por ejemplo, a partir de 2013), los efectos positivos se verían solapados por los altos aportes puntuales de fósforo de otras fuentes como las industriales. Además, la alta carga interna del nutriente presente en sedimentos y napas freáticas superficiales contaminadas pueden resultar en elevados aportes de PT al agua (Sharpley, et al., 2013). A pesar de esto, los efectos del control de los grandes aportes de fuentes puntuales que se encuentran en instrumentación (medidas 1 y 2 del Plan de Acción), deberían arrojar resultados cuantificables a corto plazo. Asimismo, el control de los efluentes de los principales tambos (Chalar, et al., 2017) podría modificar las tendencias observadas en el EPS.

Los efectos positivos de la reducción del aporte difuso de fósforo por la implementación de las zonas de amortiguación (medida 8, también conocidas como zonas *buffer*) comenzarían a observarse a medida que la flora riparia se recupera. Cabe destacar que esta medida se ha aplicado en los cursos principales y los embalses, por lo tanto, la extensión de las zonas de amortiguación a los cursos de agua de menor tamaño, como pequeños arroyos y cañadas (cursos de agua de primer y segundo orden, según clasificación de Strahler), y las nacientes de las cuencas, aumentaría la eficacia del área de amortiguación. Por ejemplo, un estudio en la cuenca de la Laguna de Rocha demostró experimental-

mente la eficacia de los pastizales naturales en la retención de 40 a 50 % de los nutrientes disueltos (nitrato, amonio y fosfato) bajo condiciones de precipitación baja a intermedia (Lescano, et al., 2017). La exclusión del laboreo y del acceso del ganado a los márgenes de las cañadas y nacientes podría amplificar el efecto positivo buscado de la retención de la exportación de fósforo y nitrógeno a los cursos de agua.

La predicción de la respuesta de los ecosistemas es todavía un tema de intensa investigación científica, debido a que existen grandes incertidumbres (Jarvie, et al., 2013). Varios autores plantean que las medidas de mitigación de la eutrofización deben ser más exigentes de lo previsto, porque los tiempos de recuperación son más lentos de lo esperado por el efecto del «legado de fósforo» y «carga interna», producto de la sobrecarga del nutriente al continuo suelo-agua durante décadas (Hamilton, 2012; Jarvie, et al., 2013; Sharpley, et al., 2013; Haygarth, et al., 2014). Es esperable entonces que los resultados significativos en la calidad de agua se observen a mediano y largo plazo, por lo que es necesario continuar con los esfuerzos dirigidos a la disminución significativa del aporte de nutrientes a los ecosistemas acuáticos para alcanzar un control sostenido de la eutrofización.

Posibles orígenes de las altas concentraciones de fósforo en el agua

Las altas concentraciones de fósforo presentes en el agua del RSL y ACG no se asocian de forma significativa con la erosión de suelos, usando como indicador la concentración de partículas en suspensión y la turbidez del agua (STS y NTU), lo que indica que el ingreso de este elemento al agua tendría otro origen principal. La forma predominante en que se encuentra el fósforo en el agua no es con el material particulado sino inorgánica disuelta (83 % del total), en concordancia con estudios realizados en la misma cuenca (Barreto, et al., 2017; Chalar, et al., 2017). Esta forma del nutriente en el agua se encuentra biodisponible, por ejemplo, para el crecimiento de plantas acuáticas, microalgas y cianobacterias (Aubriot, et al., 2005; Aubriot y Bonilla, 2012). Varios estudios muestran que los suelos con agricultura intensiva, fertilización frecuente y forrajeo intenso tienen los mayores porcentajes de PRS del fósforo total (Jarvie, et al., 2010; Goyenola, et al., 2015; Barreto, et al., 2017; Chalar, et al., 2017). En general, los usos del suelo de moderada a baja intensidad agrícola muestran niveles PRS inferiores al 50 % del total (Jarvie, et al., 2010), y no se correlacionan con el PT o la fracción particulada (Goyenola, et al., 2015). Las altas concentraciones de PRS presentes en el agua encontradas en nuestro estudio son un indicador de la forma en que el nutriente llega al curso fluvial. Un estudio reciente reportó concentraciones excesivas de fósforo (Bray I) en los primeros 20 cm de los suelos de la cuenca, como consecuencia de la fertilización en combinación con la siembra directa (Barreto, et al., 2017). Por lo tanto, la alta concentración y proporción de PRS encontrada en la cuenca del RSL indica una saturación de la capacidad de los suelos de retener el nutriente. Aportes adicionales de PRS al agua se producirían por la removilización del fósforo por reciclaje de la materia orgánica (Sharpley, et al., 2013). Este alto porcentaje de fosfato disuelto en ecosistemas acuáticos es uno de los mayores riesgos ecológicos debido a su gran demanda biológica y, por lo tanto, a su capacidad de alterar la producción primaria y la biodiversidad fluvial.

Conclusiones

En este trabajo se pudieron demostrar las tendencias de eutrofización en diversos puntos de la cuenca del río Santa Lucía mediante el análisis de 12 años de datos de calidad de agua disponibles para la cuenca hasta el presente (2004 - 2016). Además, se encontró una correspondencia entre la intensificación productiva agropecuaria, utilizando la importación de fertilizantes fosfatados en el país como indicador *proxy* general, y los cambios en el uso del suelo de cada subcuenca como aproximación específica, con las tendencias de eutrofización del río Santa Lucía y sus embalses. Se encontraron tendencias de estabilización en los niveles de eutrofización del cauce principal del RSL, y descendientes a partir de 2013 en PP. Los embalses mostraron tendencias de incremento de PT en el estado hipereutrófico, propio de sistemas con alto tiempo de residencia del agua y mayor carga interna de fósforo. La cuenca del ACG presentó un estado eutrófico a hipereutrófico estable típico de sistemas con bajo caudal y altos aportes puntuales. La correlación entre la concentración de PT en la cuenca de SL con las variaciones en la importación de fertilizantes, sumado a los cambios recientes más significativos en el uso de suelo y a la alta proporción de PRS en el PT, indican un efecto directo de las actividades productivas en la eutrofización del RSL y sus afluentes. Para mejorar la eficacia en la retención de nutrientes y lograr una recuperación de la calidad de agua del RSL a largo plazo es necesario continuar con la implementación del Plan de Acción de la DINAMA, avanzar en aspectos clave como el control de la fertilización excesiva, el control de los aportes de los efluentes de tambos, evitar los cultivos en zonas inundables y, particularmente, extender las zonas de amortiguación hacia los tributarios de menor orden y las nacientes.

Reconocimientos

Este trabajo fue parcialmente financiado por ANII (proyecto FCE 6384), DINAMA y OSE. Agradecemos a Federico Quintans por la lectura crítica del manuscrito y a los técnicos del Departamento Seguimiento de Componentes del Ambiente, División Calidad Ambiental de la DINAMA, por los datos históricos proporcionados.

Referencias

- Achkar, M., Domínguez, A. y Pesce, F., 2012. *Cuenca del Río Santa Lucía - Uruguay. Aportes para la discusión ciudadana*. Montevideo: Uruguay RAdIT.
- Achkar, M., Domínguez, A. y Pesce, F., 2014. *Cuencas hidrográficas del Uruguay. Situación actual y perspectivas*. Montevideo: Redes Amigos de la Tierra.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., de León, L., et al., 2008. *Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio* [En línea]. Montevideo: MVOTMA -DINAMA, Universidad de la República-Facultad de Ciencias. (Informe Final). [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/pejecutados/1-%20Convenio%20DINAMA%20Resum%20Intro%20Area%20estudio.pdf>
- Aubriot, L. y Bonilla, S., 2012. Rapid regulation of phosphate uptake in freshwater cyanobacterial blooms. En: *Aquat Microb Ecol*, 67, pp.251-263.
- Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. y Brito, A., 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera reserva de biósfera: indicios recientes de eutrofización. En: Vila, I. y Pizarro, J., ed. *Taller Internacional de Eutrofización y Embalses CYTED VXIIB*. Santiago de Chile: Patagonia Impresores. pp. 65-87.
- Barreto, P., Dogliotti, S. y Perdomo, C., 2017. Surface water quality of intensive farming areas within the Santa Lucia River basin of Uruguay. En: *Air, Soil and Water Research*, 10. <https://doi.org/10.1177/1178622117715446>
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R. y Caraco, N. F., 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. En: *Bioscience*, 51, pp.227-234.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A. y Gravier, A., et al., 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. En: *INNOTEC*, 10, pp.9-22.
- Brazeiro, A., ed., 2015. *Eco-regiones de Uruguay: biodiversidad, presiones y conservación*. Vol 1. Montevideo: Facultad de Ciencias.
- Burnham, K. P. y Anderson, D. R., 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York: Springer-Verlag.
- Campra, P. y Morales, M., 2016. Trend analysis by a piecewise linear regression model applied to surface air temperatures in Southeastern Spain (1973–2014). En: *Nonlin Processes Geophys Discuss*, 2016, pp.1-25.
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C. y Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIsr). En: *Ecological Engineering*, 60, pp.126-134.
- Chalar, G., 2006. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). En: Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Sidagis, C., eds., 2006. *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. San Pablo: International Institute of Ecology. pp 87-101.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P. y Fabián, D., 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). En: *Ecological Indicators*, 11, pp.362-369.
- Chalar, G. y Clemente, J., 2005. Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). En: Vila, I. y Pizarro, J., ed. *Taller Internacional de Eutrofización y Embalses CYTED VXIIB*. Santiago de Chile: Patagonia Impresores. pp. 89-108.
- Chalar, G., Fabián, D., González-Piana, M. y Piccardo, A., 2015. *Estado y evolución de la calidad de agua de los tres embalses del Río Negro*. Montevideo: Facultad de Ciencias, UdelAR, UTE.
- Chalar, G., García-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. y Arocena, R., 2017. Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. En: *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 65, pp.76-84.
- Di Gregorio, A., 2016. *Land cover classification system* [En línea]. Roma: FAO, Land and Water Development Division. [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/003/x0596e/x0596e00.htm>
- DINAMA y JICA, 2011. *Proyecto sobre control de contaminación y calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe final del proyecto*. Montevideo: MVOTMA.

- DINAMA, 2013. *Plan de acción para la protección del agua en la cuenca del Santa Lucía* [En línea]. Montevideo: Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. [Consulta: 3 de agosto de 2017]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/portal/ambiente-territorio-y-agua/gestiona/item/10006604-plan-de-accion-para-la-proteccion-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-lucia.html>
- DINAMA, 2014. *Indicadores ambientales de Uruguay. Informe de estado del ambiente 2013*. Montevideo: MVOTMA.
- DINAMA, 2015. *Evolución de la calidad en la cuenca del Santa Lucía. 10 años de información*. Montevideo: MVOTMA.
- FAO, 2017. *Situación Alimentaria Mundial. Índice de los precios de los alimentos de la FAO* [En línea]. Roma: FAO. [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.fao.org/worldfoodsituation/es/>
- Fernández, E., Aharonian, A., Aubriot, L., Santos, C., Achkar, M. y Calliari, D., 2016. *Desafíos, impactos e implicaciones de la propuesta de modificación a la Ley de Riego. Resumen mesa redonda III-JIBE Cure-Rocha 1 diciembre 2016*. Rocha: CURE-UdelaR.
- González-Piana, M., Fabián, D., Piccardo, A. y Chalar, G., 2017. Dynamics of total Microcystin LR concentration in three subtropical hydroelectric generation reservoirs in Uruguay, South America. En: *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* doi: 10.1007/s00128-017-2158-7
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., et al., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. En: *Hydrol. Earth. Syst. Sci.*, 19, pp.4099-4111.
- Hamilton, S. K., 2012. Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration. En: *Freshw Biol.*, 57, pp.43-57.
- Haygarth, P. M., Jarvie, H. P., Powers, S. M., Sharpley, A. N., et al., 2014. Sustainable phosphorus management and the need for a long-term perspective: the legacy hypothesis. En: *Environ. Sci. Technol.*, 48, pp.8417-8419.
- IPCC, 2014. Summary for policymakers. En: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. y Midgley, P.M., ed. *Climate change 2013: the physical science basis contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E. y Neal, C., 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and «postnormal» science. En: *J Environ Qual*, 42, pp.295-304.
- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Bowes, M. J., Palmer-Felgate, E. J., et al., 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. En: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135, pp.238-252.
- Lamparelli, M. C., 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. São Paulo: UdSPUDdE. (Tesis de doctorado).
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J. P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L., 2017. Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. En: *INNOTEC*, 13, pp.78-91
- Liu, R. Q., Jacobi, C., Hoffmann, P., Stober, G. y Merzlyakov, E. G., 2010. A piecewise linear model for detecting climatic trends and their structural changes with application to mesosphere/lower thermosphere winds over Collm, Germany. En: *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115.
- MGAP, 2016a. *Anuario estadístico agropecuario 2016* [En línea]. Montevideo: Oficina de Programación y Políticas Agropecuarias. (Anuarios DIEA). [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/anuario_2016.rar
- MGAP, 2016b. *Datos estadísticos de importaciones de fertilizantes* [En línea]. Montevideo: Dirección General de Servicios Agrícolas. [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/principales_matrices_de_fertilizantes_importacion_2016.xlsx
- MVOTMA, 2017. *Plan Nacional de Aguas* [En línea]. Montevideo: Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. [Consulta: 13 de marzo de 2017]. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/images/slides/PNA%202017%20propuesta%20PE.pdf>
- OPP, 2015. *Reporte Uruguay 2015*. Montevideo: OPP.
- Pearl, H. W., 2017. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: management options and research needs. En: *J Plankton Res*, pp.1-9. DOI:10.1093/plankt/fbx1042.
- Quintans, F., 2015. *Propuesta de aplicación de índices de calidad de agua para la Cuenca del Santa Lucía*. Montevideo. DINAMA-DCA.
- Scheffer, M., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. En: *Hydrobiologia*, 584, pp.455-466.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J., Folke, C. y Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. En: *Nature*, 413, pp.591-596.
- Schindler, D., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. En: *Science*, 195, pp.260-262.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., y Kleinman, P., 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. En: *J Environ Qual*, 42, pp.1308-1326.
- Singh, D., Gupta, R. D. y Jain, S. K., 2015. Statistical analysis of long term spatial and temporal trends of temperature parameters over Sutlej river basin, India. En: *Journal of Earth System Science*, 124, pp.17-35.
- Sinha, E., Michalak, A. M. y Balaji, V., 2017. Eutrophication will increase during the 21st century as a result of precipitation changes. En: *Science*, 357, pp.405-408.
- Smith, V. H. y Schindler, D. W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? En: *Trends. Ecol. Evol.*, 24, pp.201-207.
- URSEA, 2017. *Informe de situación de las medidas que se están implementado para el aseguramiento de la potabilización del agua del sistema de abastecimiento de Montevideo y Laguna del Sauce*. Montevideo: URSEA.
- Uruguay. Decreto 253/979, de 09 de mayo de 1979. *Diario Oficial*, 31 de mayo de 1979, No. 20.504, p. 1473.
- Uruguay. Ley 16.858, de 03 de setiembre de 1997. *Diario Oficial*, 11 de setiembre de 1997, No. 24.865, p. 944A.
- Withers, P. J. A. y Jarvie, H. P., 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. En: *Sci Total Environ*, 400, pp.379-395.