

El estado trófico de los arroyos andino-patagónicos en un gradiente de urbanización

MAGALÍ RECHENCQ¹; MARÍA V. FERNÁNDEZ¹; MAILÉN E. LALLEMENT²; MARCELO F. ALONSO³; PATRICIO J. MACCHI¹ & ALEJANDRO SOSNOVSKY^{1,✉}

¹ Grupo de Evaluación y Manejo de Recursos Ícticos (GEMaRI), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA) (Universidad Nacional del Comahue-CONICET). San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. ² Instituto de Tierras, Agua y Medio Ambiente (Universidad Nacional del Comahue). Neuquén, Argentina. ³ GEMaRI, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

RESUMEN. Los arroyos andinos norpatagónicos son ecosistemas oligotróficos y fluyen por cuencas de drenaje poco impactadas. Sin embargo, esto cambió con el tiempo por la urbanización de dichas cuencas. Este trabajo propone determinar el estado trófico de arroyos ubicados en un gradiente de urbanización. Para ello se utilizaron como variables indicadoras de urbanización de la cuenca de drenaje la densidad poblacional y el porcentaje de su área modificada. Además, se evaluó la relación de estas variables con la concentración y la exportación de nutrientes totales, nitrógeno (NT) y fósforo (PT), y con la biomasa de la comunidad autotrófica del perifiton. Se muestrearon por única vez 12 arroyos situados en cuencas de drenaje pertenecientes a la ciudad de San Carlos de Bariloche y zonas aledañas durante el período hidrológico basal. Los arroyos presentaron tres estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. Se observó una relación positiva entre las variables de la cuenca y la concentración de ambos nutrientes en los ecosistemas fluviales. El incremento de la urbanización se reflejó también en un aumento de la biomasa autotrófica de la comunidad de perifiton. Tomando al PT como indicador de eutrofia, los arroyos urbanos estudiados cambiaron su estado trófico de oligotrófico a mesotrófico cuando la población alcanzaba los 241 habitantes/km² o el área modificada llegaba al 32%. En cuanto a la exportación de nutrientes, solo resultaron significativas las relaciones entre el NT y las variables de urbanización de las cuencas. Teniendo en cuenta el período hidrológico de estudio y las características de las cuencas, se sugiere que el nitrógeno ingresa, sobre todo, a través del agua subterránea, y no así el PT. Se puede concluir que el deterioro de los ecosistemas fluviales se condice con un incremento de la urbanización en las cuencas de la Patagonia Andina.

[Palabras clave: eutrofización, nitrógeno, fósforo, perifiton, ecosistemas fluviales, población]

ABSTRACT. The trophic state of Andean-Patagonian streams in an urbanization gradient. The Andean-North Patagonian streams are oligotrophic ecosystems that flow through relatively undisturbed drainage basins. However, this changed with time due to the urbanization of these basins. The objective of this study was to determine the trophic state of streams located along an urbanization gradient. To do so, population density and the percentage of modified area in the drainage basin were used as urbanization variables. Additionally, the relationship of these variables with the concentration and export of total nitrogen (NT) and total phosphorus (PT) were assessed, as well as the biomass of the periphyton autotrophic community. Twelve streams located in drainage basins belonging to the city of San Carlos de Bariloche and its surroundings were sampled once during the baseflow hydrological period. The streams exhibited three trophic states: oligotrophic, mesotrophic and eutrophic. A positive relationship was observed between the basin variables and the concentration of both nutrients in the stream ecosystems. The increase in urbanization was also reflected in an increase in the autotrophic biomass of the periphyton community. Using PT as an indicator of eutrophication, the studied urban streams transitioned from oligotrophic to mesotrophic when the population reached 241 inhabitants/km² or the modified area reached 32%. In terms of nutrient exports, only the relationships between NT and urbanization variables were significant. Considering the study's hydrological period and the characteristics of the basins, nitrogen would predominantly enter through groundwater; however, this would not be the case for PT. In conclusion, the deterioration of stream ecosystems is consistent with an increase in urbanization in Andean Patagonia.

[Keywords: eutrophication, nitrogen, phosphorus, periphyton, fluvial ecosystems, population]

INTRODUCCIÓN

El cambio en el uso de la tierra de los últimos años se considera uno de los efectos más perjudiciales tanto para la humanidad como para los ecosistemas acuáticos y los terrestres (Díaz et al. 2019). El ser humano modifica las cuencas de drenaje de diversas formas; una de ellas es transformando un ecosistema natural en un ecosistema con edificaciones, calles y superficies impermeables. Este tipo de cambio en el uso de la tierra se denomina urbanización y se lo puede medir a partir de la densidad de habitantes y del porcentaje de área modificada de la cuenca de drenaje (Brown et al. 2005). La urbanización ocurre en una o más áreas de una cuenca y sus efectos se transmiten pendiente abajo a través de vectores geológicos como el movimiento del agua. Por lo tanto, los ecosistemas fluviales integran lo acontecido en una cuenca de drenaje, y la química del agua se puede usar como indicadora de la salud de dicha cuenca (Likens 2001).

Los ecosistemas fluviales están muy relacionados con su entorno (Snelder and Biggs 2002). Distintos factores influyen a diferentes escalas espaciales y temporales en sus dinámicas. Por ejemplo, el clima de una región influye en el régimen del caudal de los ríos y arroyos, variable clave pues de la misma depende la integridad ecológica del sistema (Minshall 1988; Poff et al. 1997). El caudal de un arroyo es alimentado por la lluvia, el deshielo y el agua subterránea; el aporte relativo de cada uno de ellos varía estacionalmente (Brown et al. 2003). Por otra parte, la química del agua está determinada por la geología de la cuenca, la cobertura vegetal y el uso que el ser humano hace de ella. De todo esto se deduce la importancia del estudio de la cuenca de drenaje como una unidad para comprender el estado de situación y los procesos que ocurren en los ecosistemas fluviales (Hynes 1975).

La urbanización conduce a la eutrofización de los ecosistemas fluviales, alterando así su estructura y características (Brown et al. 2005; Allan et al. 2021). La eutrofización de un arroyo se define como un incremento en sus concentraciones de nutrientes, a raíz de la cual se reduce la calidad de su agua y su biodiversidad, se modifica su red trófica y se incrementa la biomasa de ciertas comunidades (Hynes 1960; Dodds 2006; Dodds and Smith 2016; Wurtsbaugh et al. 2019). A su vez, la exportación de los nutrientes a través de los arroyos tendrá los mismos efectos negativos

en los lagos, embalses o ecosistemas costeros donde estos desemboquen. El estado trófico de los arroyos se puede determinar a partir de sus concentraciones de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), así como de la concentración media de la clorofila *a* (Chl *a*) de la comunidad del perifiton (Dodds and Smith 2016). Las concentraciones <700 mg/m³ de NT, <25 mg/m³ de PT y <20 mg/m² de Chl *a* caracterizan a los ecosistemas oligotróficos; en cambio, concentraciones >1500 mg/m³ de NT, >75 mg/m³ de PT y >70 mg/m² de Chl *a* caracterizan a los ecosistemas eutróficos. Los valores intermedios se corresponden con los ecosistemas mesotróficos.

El incremento de la urbanización en la Región Andino Patagónica se tradujo en un deterioro de sus ecosistemas acuáticos. Esta región presenta un clima templado frío y precipitaciones anuales de ~1000-1500 mm (Paruelo et al. 1998). Las precipitaciones son en forma de lluvia y nieve, y se caracterizan por su gradiente longitudinal oeste-este; pueden alcanzar los 3500 mm/año al oeste y 600 mm/año solo 60 km al este, produciendo una zona de ecotono. La región posee una profusa red de ríos y arroyos tipo ritron (Modenutti et al. 1998), naturalmente oligotróficos (Pedrozo et al. 1993). Existe una cantidad de literatura sobre el funcionamiento de estos ecosistemas fluviales (Albariño et al. 2009; Modenutti et al. 2010; García et al. 2015, 2018; Díaz Villanueva and Albariño 2021). También se verifica en la región un proceso de urbanización acelerado que carece de planeamiento ordenado. Por lo tanto, los arroyos que drenan cuencas urbanizadas disminuyeron de manera sustancial su calidad ecológica (Miserendino et al. 2016; Granitto et al. 2021; Willimas-Subiza et al. 2021; Manzo et al. 2022; Sosnovsky et al. 2023). En la actualidad existen distintos tipos de índices para caracterizar el estado trófico de los ecosistemas andino-patagónicos urbanizados (Miserendino et al. 2008, 2016; Granitto et al. 2021). Sin embargo, no existen modelos de regresión simples que relacionen variables de urbanización de la cuenca con el estado trófico de los arroyos. La hipótesis de este trabajo es que el incremento en la urbanización de las cuencas de drenajes andinas se refleja en la eutrofización de sus ecosistemas fluviales. Este estudio propone cuatro objetivos: 1) determinar el estado trófico de 12 ecosistemas fluviales ubicados en un gradiente de urbanización; 2) evaluar las relaciones existentes entre el incremento de la urbanización de las cuencas

con la concentración de nutrientes totales y la biomasa de la comunidad de perifiton en los arroyos; 3) evaluar la existencia de valores umbrales de urbanización, a partir de los cuales los arroyos cambian de estado trófico, y 4) comprobar si un incremento de la urbanización se corresponde con un incremento en la exportación de los nutrientes a través de los ecosistemas fluviales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

Se estudiaron 12 cuencas de drenaje pertenecientes al Parque Nacional Nahuel Huapi (Figura 1). De ellas, cinco pertenecen íntegramente al ejido municipal de la ciudad de San Carlos de Bariloche (i.e., Sin Nombre, Cascada_{km 6}, Melipal, Playa Bonita y Runge), cinco pertenecen parcialmente (i.e., Ñireco, Loncochinoco, Gutiérrez, Cascada_{Catedral} y Casa de Piedra) y dos quedan excluidas de dicho ejido (i.e., Torrontegui y Challhuaco). La ciudad de San Carlos de Bariloche posee

en la actualidad 164065 habitantes (INDEC 2022), y debido a la actividad turística, la densidad poblacional aumenta sobre todo en invierno y verano. Su sistema de tratamientos de efluentes domiciliarios no es uniforme y hay diferencias entre las cuencas de estudio. Las cuencas cercanas al centro de la ciudad están conectadas a la red cloacal. En cambio, las cuencas más alejadas presentan sistemas de tratamiento de efluentes domiciliarios in situ, generando así una fuente de contaminación difusa. Estos sistemas se caracterizan por poseer una cámara séptica o biodigestor y un lecho nitrificante cuya función es oxidar a nitrato el nitrógeno inorgánico disuelto. Alrededor del 65% de los domicilios de la ciudad están conectados a la planta terciaria de tratamiento de aguas residuales, que vierte sus efluentes al lago Nahuel Huapi (Maro 2016). La topografía de las cuencas en estudio es similar. Sus suelos son Andisoles, caracterizados por su capacidad de retener agua y fósforo (Satti et al. 2003). La vegetación está representada por distintas especies del género *Nothofagus*: *N. dombeyi*, *N. antarica*

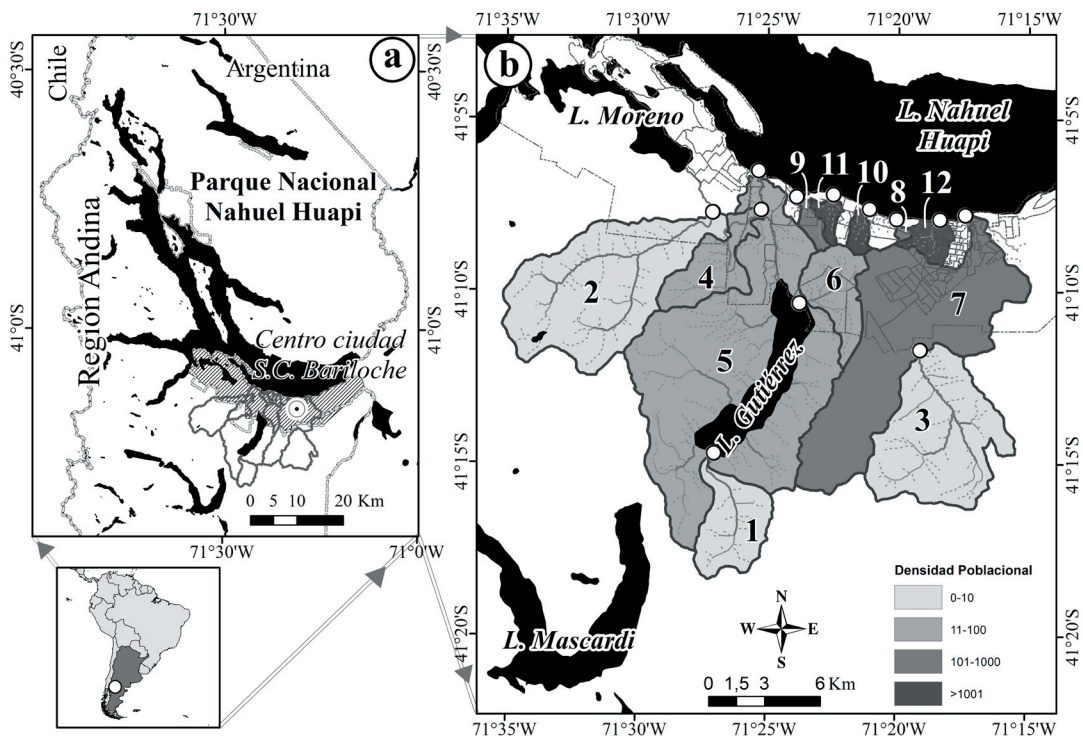


Figura 1. a) Cuencas de drenaje pertenecientes al ejido municipal de la ciudad de San Carlos de Bariloche y zonas aledañas (n=12). b) 1: Torrontegui. 2: Casa de Piedra. 3: Challhuaco. 4: Cascada_{Catedral}. 5: Gutiérrez. 6: Loncochinoco. 7: Ñireco. 8: Runge. 9: Playa Bonita. 10: Melipal. 11: Cascada_{km 6}. 12: Sin Nombre. Lago (L). Sitios de muestreo (o).

Figure 1. a) Drainage basins belonging to the municipal district of the city of San Carlos de Bariloche and its surroundings (n=12). b) 1: Torrontegui. 2: Casa de Piedra. 3: Challhuaco. 4: Cascada_{Catedral}. 5: Gutiérrez. 6: Loncochinoco. 7: Ñireco. 8: Runge. 9: Playa Bonita. 10: Melipal. 11: Cascada_{km 6}. 12: Sin Nombre. Lake (L). Sampling sites (o).

y *N. pumilio*, distribuidas en un gradiente altitudinal. A bajas altitudes, el bosque es mixto, con presencia de *Austrocedrus chilensis*, *Lomatia hirsuta* y *Maytenus boaria*. Las especies vegetales invasoras son una constante en el sitio de estudio (Relva et al. 2014; Cuassolo and Díaz Villanueva 2019), destacándose *Pinus* sp., que invade los bosques, y *Salix fragilis*, que invade la ribera de los arroyos. Por otro lado, existen diferencias entre las cuencas de estudio, de las cuales podemos destacar sus áreas y su nivel de urbanización (Tabla 1).

El régimen del caudal de los arroyos de estudio presenta tres períodos hidrológicos contrastantes: el período basal, el de precipitaciones y el de deshielo (Sosnovsky et al. 2020; García et al. 2023). El período basal corresponde a los meses de verano y de otoño previos al comienzo de las precipitaciones. Durante este período, el régimen hidrológico de los ecosistemas fluviales se caracteriza por presentar bajos caudales y un relevante flujo subterráneo. En cambio, durante los períodos de precipitaciones y de deshielo, los caudales son más elevados, con una mayor relevancia de los flujos de escorrentía superficial y del deshielo, respectivamente.

Muestreo a campo

Se muestrearon por única vez 12 arroyos durante el período hidrológico basal en los

meses de abril y mayo de 2019. Las mediciones a campo se realizaron en el cierre de cuenca, sector final de cada cuenca de drenaje (Figura 1). En el caso de la cuenca del arroyo Casa de Piedra, el sitio de muestreo se consideró como cierre de cuenca, y se ubicó 3 km aguas arriba de la desembocadura en el lago, lejos de la zona urbanizada. Se estimaron los valores de caudal de 11 arroyos, multiplicando el valor de la superficie transversal del arroyo por la velocidad del agua (Herschy 1993). El valor del caudal del arroyo Ñireco nos fue suministrado por el Departamento Provincial de Aguas (DPA). Se midió in situ la temperatura (°C), la conductividad eléctrica (CE) ($\mu\text{S}/\text{cm}$) a 25 °C y la turbidez (NTU) del agua. Se colectó agua en botellas plásticas que se transportaron refrigeradas al laboratorio para luego realizar las estimaciones de NT y PT. Se rasparon tres piedras de cada sitio con un cepillo para estimar la concentración de Chl *a* como indicador de la biomasa de perifiton.

Análisis de la información

Se midieron las variables de uso de la tierra, hidrológicas, químicas y biológicas de los ecosistemas fluviales. Sobre un modelo digital de elevación de 15 m de resolución se delimitaron las cuencas empleando el método de punto de cierre de cuenca de herramientas de hidrología de los sistemas de información geográfica, y se estimaron

Tabla 1. Urbanización de las cuencas y características limnológicas de arroyos urbanos y periurbanos cercanos a la ciudad de San Carlos de Bariloche (n=12). T: temperatura. CE: conductividad eléctrica. NT: nitrógeno total. PT: fósforo total. Chl *a*: clorofila *a*. Datos correspondientes al período hidrológico basal. Las cuencas están ordenadas de menor a mayor densidad poblacional.

Table 1. Drainage basin urbanization and limnological characteristics of urban and peri-urban streams near the city of San Carlos de Bariloche (n=12). T: temperature. CE: electrical conductivity. NT: total nitrogen. PT: total phosphorus. Chl *a*: chlorophyll *a*. Data correspond to the baseflow hydrological period. The basins are arranged from lowest to highest population density.

Cuenca de drenaje	Área (km ²)	Densidad poblacional (habs/km ²)	Área modificada de la cuenca (%)	Caudal (L/s)	T (°C)	CE a 25 °C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Turbidez (NTU)	NT (mg/m ³)	PT (mg/m ³)	N:P (molar)	Chl <i>a</i> (mg/m ²)
01) Torrontegui	17.0	0	0.0	183	5.2	68	0.6	23	9	3	0.4
02) Casa de Piedra	56.3	2	0.0	1628	3.6	40	0.3	17	7	3	0.2
03) Challhuaco	41.9	4	0.5	494	4.5	98	2.0	30	13	2	1.5
04) Cascada _{Catedral}	13.7	19	4.9	25	10.0	87	0.1	323	14	23	1.1
05) Gutiérrez	162.8	23	6.7	2459	11.1	80	0.3	101	12	8	20.1
06) Loncochinoco	13.1	26	42.9	99	7.3	159	2.6	270	32	8	100.0
07) Ñireco	110.9	287	13.4	1083	8.0	188	2.6	958	18	54	38.2
08) Rungue	0.6	350	21.7	17	8.7	92	0.5	137	22	6	9.5
09) Playa Bonita	2.4	526	37.4	11	9.6	311	3.5	917	30	31	1.1
10) Melipal	2.3	1033	36.6	21	12.3	99	8.4	876	39	22	88.7
11) Cascada _{km 6}	2.3	1146	78.5	13	5.8	289	2.8	922	40	23	106.2
12) Sin Nombre	4.3	4619	91.5	3	12.0	170	22.0	3533	292	12	236.5

sus áreas. Se determinaron dos variables indicadoras de urbanización: la densidad poblacional (habitantes/km²) y el porcentaje de área modificada de la cuenca de drenaje (%). La densidad poblacional de la cuenca se estimó a partir de proyecciones al año 2019 de los datos del Censo Nacional 2010 (Bariloche Municipio 2021), intersectando el área de cada cuenca con las diferentes delegaciones municipales y estimando la proporción de habitantes correspondiente. El área modificada de la cuenca se estimó reconociendo y cuantificando áreas urbanas y modificadas por urbanización sobre imágenes del 2019, disponibles en Google Earth®, y verificando en terreno los límites en zonas boscosas. Se determinó la concentración y exportación de los nutrientes NT y PT, para lo cual se siguieron las recomendaciones propuestas en Golterman et al. (1978), Grasshoff et al. (1983) y APHA (2005). El PT se determinó luego de una digestión ácida con persulfato de potasio a 120 °C en autoclave durante 2 horas, seguido por el análisis de fósforo reactivo soluble, que se valoró por reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico. El NT se determinó mediante una oxidación alcalina y posterior reducción a N-NO₂⁻ por columna de cadmio, seguida por diazotización. Se utilizó la siguiente fórmula para estimar las exportaciones de NT y PT:

$$\text{Exportación de nutrientes} = [C] * Q_t / A$$

Ecuación 1

donde [C] es la concentración de nutrientes, Q es el caudal instantáneo, t es el tiempo y A es el área de la cuenca de drenaje. De tal manera, en este estudio las unidades de exportación de un determinado nutriente son kg.km⁻².año⁻¹. Se extrajo la Chl *a* del perifiton con 90% de etanol en caliente, se midió la concentración de Chl *a* con un espectrofotómetro Shimadzu UV-1800 y se la corrigió por feopigmentos (Sartory and Grobbelaar 1984).

Se estudiaron las relaciones entre las diferentes variables a partir de la correlación de Spearman y modelos lineales simples con los paquetes estadísticos y gráficos number cruncher (Hintze 1998) y GraphPad Prism 8.0 (2020). Debido a sus extremos valores de urbanización y altas concentraciones de nutrientes, la cuenca del arroyo Sin Nombre quedó excluida de estos análisis (Tabla 1). En los modelos lineales se utilizaron como variables independientes las variables de urbanización de las cuencas de drenaje; y como variables dependientes la concentración

y la exportación de nutrientes de los arroyos, el cociente N:P (molar) y la concentración de Chl *a* del perifiton. Para no rechazar los supuestos de los modelos lineales simples (i.e., linealidad, normalidad y homocedasticidad) se aplicó la transformación logarítmica a las variables, y para el caso particular de la variable de porcentaje, se aplicó la transformación arcoseno (Sokal and Rohlf 1995). Para cada uno de estos modelos se estimó un intervalo de confianza (IC) del 95%. Teniendo en cuenta la clasificación de Dodds y Smith (2016) a partir de la cual los arroyos cambian de un estado oligotrófico a mesotrófico, determinamos los correspondientes valores umbrales de urbanización de las cuencas de drenaje estudiadas.

RESULTADOS

Los valores hallados en las variables hidrológicas, fisicoquímicas y químicas fueron muy heterogéneos entre los distintos ecosistemas fluviales, que junto al área de la cuenca y a las variables de urbanización se muestran en la Tabla 1. Se observó una relación positiva entre la densidad poblacional y el porcentaje de área modificada (r Spearman=0.90, $P<0.001$). Estas dos variables se relacionaron positivamente con la CE y con la turbidez del agua de los arroyos (Tabla 2). A su vez, el caudal de los arroyos se relacionó positivamente con el área de las cuencas de drenaje (r Spearman=0.91, $P<0.0001$). Los valores de nutrientes de los arroyos variaron entre concentraciones oligotróficas (17-323 mg NT/m³; 7-22 mg PT/m³), mesotróficas (876-958 mg NT/m³; 32-40 mg PT/m³) y eutróficas (3533 mg NT/m³; 292 mg PT/m³). Los valores más bajos de los nutrientes se midieron en las cuencas de drenaje exclusivas del Parque Nacional Nahuel Huapi o en cuencas de drenaje con bajo porcentaje de su superficie

Tabla 2. Valores del coeficiente de correlación de Spearman entre variables de urbanización y variables limnológicas en los arroyos durante el período hidrológico basal (n=11). *:P<0.05.

Table 2. Spearman's correlation coefficient values between urbanization variables and limnological variables in the streams during the baseflow hydrological period (n=11). *:P<0.05.

	Densidad poblacional (habitantes/km ²)	Área de cuenca modificada (%)
Temperatura	0.50	0.36
Conductividad eléctrica a 25 °C	0.79*	0.83*
Turbidez	0.68*	0.67*

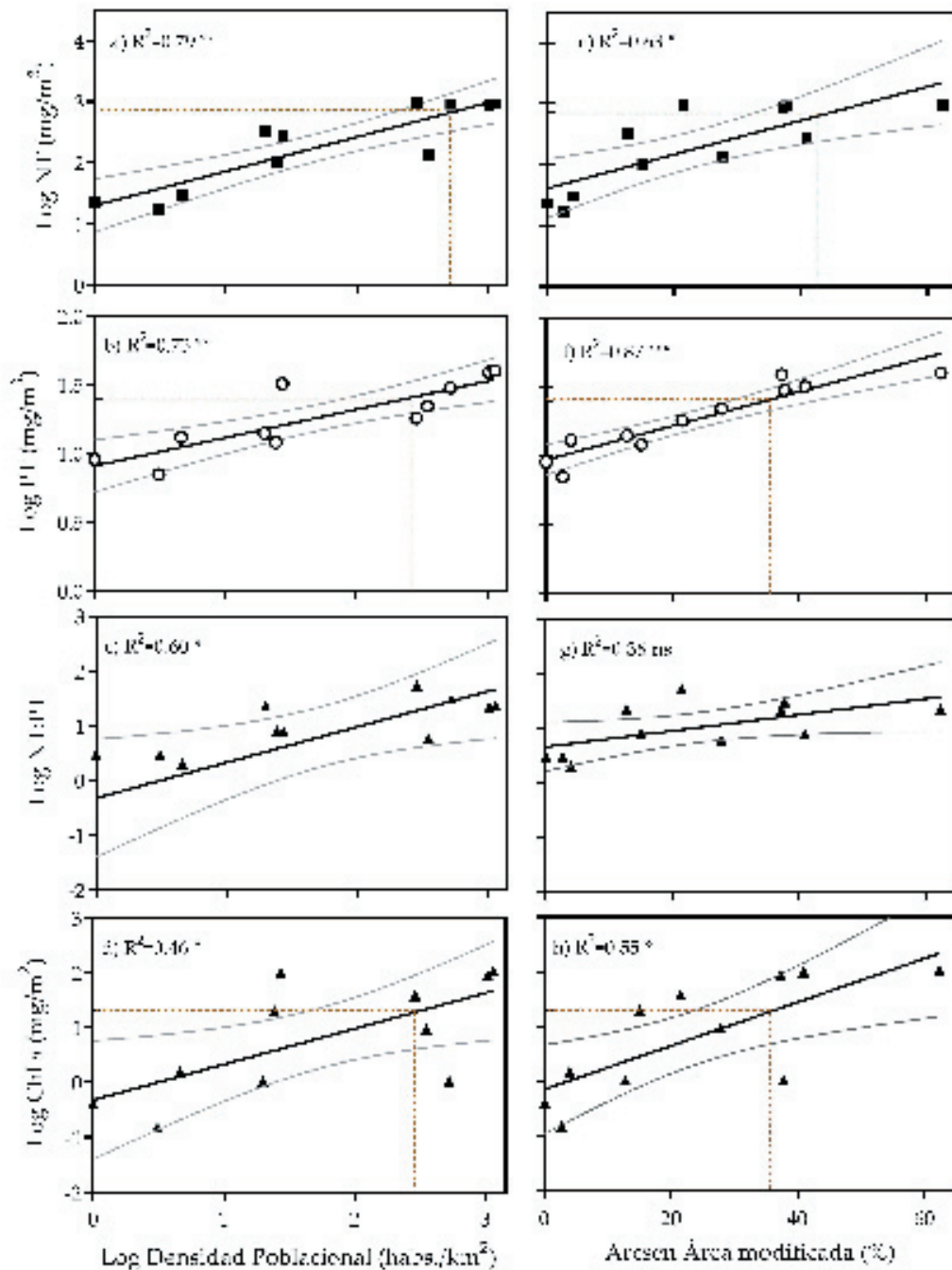


Figura 2. Relación entre las variables de urbanización y las variables fluviales (n=11): a), b), c) y d) densidad de habitantes versus la concentración de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), su relación molar y la concentración de clorofila *a* perifítica (Chl *a*); e), f), g) y h) área modificada de la cuenca versus la concentración de NT, PT, su relación molar y la concentración de Chl *a*. Se indica un intervalo de confianza del 95% en las rectas de regresión. Las líneas punteadas indican los valores de urbanización estimados a los cuales el estado trófico de los ecosistemas fluviales cambia de oligotrófico a mesotrófico (siguiendo la clasificación de Dodds and Smith [2016]). *:P<0.05; **:P<0.001; ***: P<0.0001; ns: no significativo.

Figure 2. Relationship between the urbanization variables and stream variables (n=11): a) b), c) and d) population density versus the concentration of total nitrogen (NT), total phosphorus (PT), the molar ratio between them and the concentration of periphytic Chlorophyll *a* (Chl *a*); e), f), g) and h) drainage basin modification area versus the concentration of NT, PT, the molar ratio between them and the concentration of Chl *a*. A 95% confidence interval is indicated on the regression lines. The dashed lines represent the estimated urbanization values at which the trophic state of stream ecosystems changes from oligotrophic to mesotrophic (following the classification of Dodds and Smith [2016]). *: P<0.05; **: P<0.001; ***: P<0.0001; ns: not significant.

perteneciente también al ejido urbano de la ciudad. En cambio, los valores más elevados se midieron en las cuencas próximas o en el mismo al casco urbano. A su vez, el cociente N:P (molar) también presentó una variación entre los arroyos, observándose los menores cocientes (menor o igual a tres) en las cuencas de drenaje con muy bajo impacto antrópico.

La urbanización de las cuencas de drenaje se relacionó con un incremento del estado trófico de los arroyos estudiados. El aumento en la densidad de habitantes en las cuencas de drenaje se tradujo en incrementos en las concentraciones de ambos nutrientes. Sin embargo, el Log de densidad de habitantes tuvo mejor ajuste con el Log NT (Figura 2a) que con el Log PT (Figura 2b). El modelo lineal entre el Log de densidad de habitantes y Log NT:PT también resultó significativo (Figura 2c), lo que indicó un desbalance a favor del NT. La relación entre el porcentaje de área modificada de la cuenca de drenaje y la concentración de nutrientes también generó modelos lineales significativos. Para este caso, se observa mejor ajuste con el Log PT (Figura 2f) que con el Log NT (Figura 2e). Las variables de urbanización de la cuenca y

la concentración de Chl *a* del perifiton también generaron relaciones lineales (Figuras 2d y h). Sin embargo, estas relaciones presentaron un menor ajuste que lo observado entre las variables de urbanización de la cuenca y las concentraciones de nutrientes. Al considerar los valores de nutrientes que determinan un cambio de oligotrofia a mesotrofia, la concentración de PT presentó valores umbrales de urbanización más conservadores y con intervalos de confianza menores (Tabla 3). Es decir, si se utiliza este nutriente como indicador de eutrofia, se necesita una densidad de 241 habitantes/km² (IC=81-1578) o un 32% de área modificada de la cuenca de drenaje (IC=23-45) para observar un cambio de estado trófico de oligotrófico a mesotrófico de los ecosistemas fluviales (Tabla 3).

La urbanización de las cuencas de drenaje se relacionó con la exportación de solo uno de los nutrientes (Figura 3). Tanto la densidad de habitantes como el porcentaje de área modificada de la cuenca explicaron significativamente la exportación de NT (Figura 3a y c). No ocurrió lo mismo con las exportaciones de PT, para las cuales ambos modelos resultaron no significativos (Figura 3b y d).

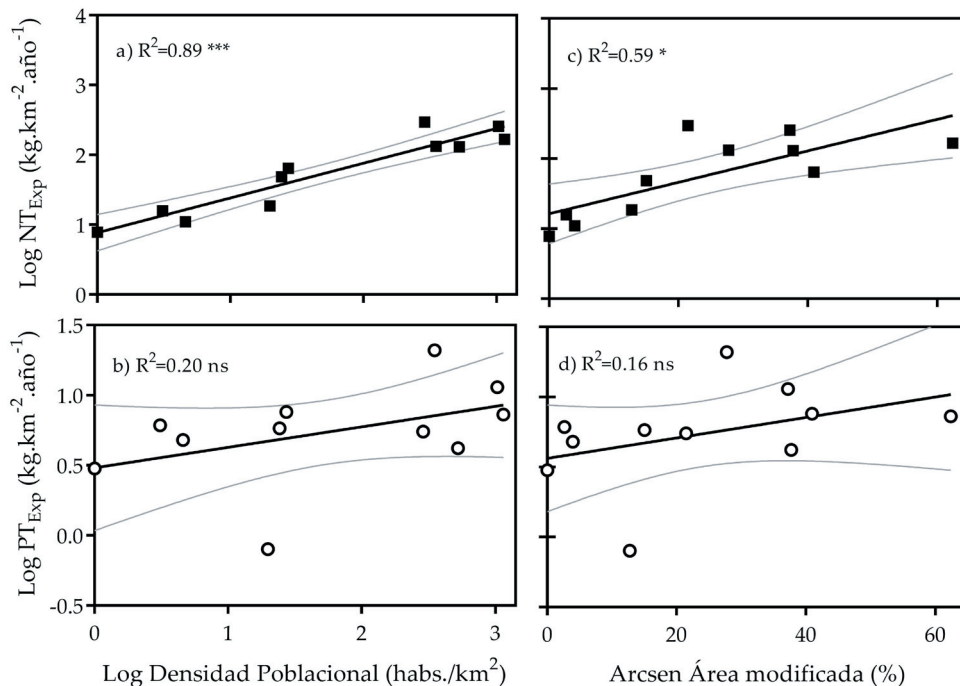


Figura 3. Relación entre las variables de urbanización y la exportación de nitrógeno total (NT_{Exp}) y fósforo total (PT_{Exp}) de los arroyos (n=11): a) y b) densidad de habitantes versus la NT_{Exp} y la PT_{Exp}; c) y d) área modificada de la cuenca versus la NT_{Exp} y la PT_{Exp}. Se indica un intervalo de confianza del 95% en las rectas de regresión. *: P<0.05; **: P<0.001; ns: no significativo.

Figure 3. Relationship between the urbanization variables and the export of total nitrogen (NT_{Exp}) and total phosphorus (PT_{Exp}) of the streams (n=11): a) and b) population density versus NT_{Exp} and PT_{Exp}; c) and d) drainage basin modification area versus NT_{Exp} and PT_{Exp}. A 95% confidence interval is indicated on the regression lines. *: P<0.05; **: P<0.001; ns: not significant.

Tabla 3. Umbrales de densidad de población y de porcentaje de área de cuenca modificada a partir de los cuales se pasa de una situación de oligotrofia a mesotrofia de los arroyos (n=11), estimados en función de la concentración de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y Chl *a* según Dodds y Smith (2016). Entre paréntesis se indican los intervalos de confianza al 95%.

Table 3. Threshold values of population density and percentage of modified basin area that denote a transition from oligotrophic to mesotrophic conditions of the streams (n=11); based on the concentrations of total nitrogen (NT), total phosphorus (PT) and Chl *a* according to Dodds and Smith (2016). 95% confidence intervals are shown in brackets.

	Densidad poblacional (habitantes/km ²)	Área de cuenca modificada (%)
NT (mg/m ³)	569 (200-3750)	49 (29-95)
PT (mg/m ³)	241 (81-1578)	32 (23-45)
Chl <i>a</i> (mg/m ²)	313 (44-3235937)	35 (16-88)

DISCUSIÓN

Los ecosistemas fluviales estudiados reflejaron el deterioro de sus respectivas cuencas de drenaje como consecuencia del incremento en el uso de la tierra. Las dos variables de urbanización utilizadas (i.e., la densidad poblacional humana y el porcentaje de área modificada de la cuenca) fueron reflejo de ello. Los ecosistemas presentaron bajos valores de caudal como consecuencia de haber sido muestreados en el período hidrológico basal. Este trabajo evidenció que el incremento en la urbanización condujo a un incremento de las variables fisicoquímicas y a la eutrofización de los arroyos. El estado trófico de la mayoría de los arroyos estuvo en el rango oligo-mesotrófico. Sin embargo, el arroyo Sin Nombre presentó valores eutróficos/hipertróficos al fluir por la cuenca más urbanizada de todas. A su vez, el incremento en nutrientes se tradujo en un incremento de la biomasa autótrófica de la comunidad perifítica. El cociente N:P presentó bajos valores en las cuencas más prístinas y valores elevados en las cuencas más antropizadas, lo que evidenció un desbalance a favor del nitrógeno. Por último, solo la exportación de nitrógeno aumentó de forma significativa como consecuencia del mayor uso urbano de la tierra. Estos resultados muestran que los arroyos oligotróficos andinos pierden esta característica a medida que avanza la urbanización en sus cuencas de drenaje.

Los efectos de la urbanización ya fueron observados en los arroyos de la Patagonia Andina. Sosnovsky et al. (2023) destacaron la

relación entre la densidad poblacional humana y la exportación de los nutrientes disueltos en una cuenca de drenaje perteneciente al ejido urbano de la ciudad de San Carlos de Bariloche, donde una proporción importante de la población posee sistemas de tratamientos de efluentes domiciliarios in situ. Diodato et al. (2020) y Granitto et al. (2021) también subrayaron el deterioro de los ecosistemas fluviales en tres cuencas urbanizadas pertenecientes a la ciudad de Ushuaia, donde 65% de la población no está conectada a la red cloacal. Asimismo, los ecosistemas fluviales urbanos de ciudades como Esquel, Cholila, Corcovado y Junín de los Andes también se encuentran bajo un manifiesto estrés ambiental (Miserendino et al. 2008; Ambiental 2016; Maro 2016). En este estudio se estimaron valores umbrales de urbanización a partir de los cuales los arroyos cambiarían su estado trófico de oligotrófico a mesotrófico. Los indicadores utilizados fueron los nutrientes y el perifiton. Los modelos que incluyeron al perifiton fueron los más débiles de todos, probablemente a causa de la alta variabilidad de esta comunidad y a la diversidad de factores que influyen en su ecología (Biggs and Kilroy 2000). En relación con los modelos de nutrientes, la concentración de PT versus el porcentaje de área modificada de la cuenca fue el modelo más conservativo y, además, presentó el mejor ajuste. Por lo tanto, si se considera al PT como un indicador de eutrofia, ~30% del área modificada de la cuenca o de densidades poblacionales de 250 habitantes/km² conducirían a la mesotrofización de los arroyos. Sin embargo, es necesario confrontar estos valores umbrales de urbanización con valores de nutrientes de otros arroyos urbanos de la Patagonia Norte y así corroborar a nivel regional los modelos obtenidos.

La urbanización de las cuencas de drenaje incrementa la carga de nutrientes de sus ecosistemas acuáticos (Brown et al. 2005) y, en consecuencia, la biomasa de organismos autótrofos que los habitan (Hilton et al. 2006; Le Moal et al. 2019). En sintonía, nuestro estudio indicó una relación positiva entre la urbanización y las concentraciones de nitrógeno y fósforo de los arroyos. Teniendo en cuenta que ambos nutrientes co-limitan a la comunidad de perifiton (Dodds and Smith 2016), es entendible también su incremento en los ecosistemas estudiados. Una elevada biomasa de perifiton perjudica las actividades recreacionales (Suplee et al. 2009), y su incremento desmedido puede

dificultar la obtención de agua para consumo humano debido a la generación de toxinas o metabolitos secundarios que pueden darle gusto y olor al agua (Wurtsbaugh et al. 2019). Además, puede conducir a la degradación del hábitat para el uso de otras comunidades; por ejemplo, disminuyendo la abundancia y la biomasa de la comunidad de salmónidos cuando los valores de Chl *a* superan los 200 mg/m² (Biggs and Kilroy 2000). El aumento de la urbanización generó, además, un incremento del cociente N:P. Este desbalance a favor del N, y en desmedro del P, ya fue reportado en la bibliografía regional y global (Peñuelas et al. 2013; Sosnovsky et al. 2023). Considerando que el nitrógeno limitaría la productividad autotrófica en los ecosistemas lénticos (Soto 2002; Díaz et al. 2007) y en los terrestres (Diehl et al. 2003; Diehl et al. 2008) de la región, y tomando a la cuenca de drenaje como una unidad de estudio y de manejo, es necesario pensar acciones para controlar sus entradas puntuales y difusas en las cuencas andino-patagónicas.

La ausencia de plantas de tratamiento degrada la calidad del agua en cuencas urbanizadas (Foley et al. 2005). Sumado a esto, en las ciudades andino-patagónicas no suele haber control municipal de los sistemas de tratamiento de efluentes domiciliarios in situ. Por lo tanto, esta fuente de contaminación de origen difuso debería reducirse instalando plantas de tratamiento en estas ciudades. Sin embargo, para el caso particular de los ecosistemas acuáticos de la región, aun en las ciudades donde existan plantas de tratamiento, los valores de concentraciones de nutrientes permitidos en sus efluentes superan por órdenes de magnitud (5000 mg/m³ PT y 15000 mg/m³ NT para la provincia de Río Negro, DPA) a los valores hallados en el ambiente natural. Además, otra situación característica de las ciudades de la Patagonia Andina es la saturación o el mal funcionamiento de sus plantas de tratamiento, ya sea que funcionen de manera clásica o con tratamientos más innovadores (Ambiental 2016; Maro 2016; Manzo et al. 2020, 2022). Es clara, entonces, la necesidad de repensar la legislación ambiental vigente y aunar esfuerzos entre los distintos actores de la sociedad para encontrar soluciones a esta creciente problemática regional.

Los nutrientes son transportados por el agua a los ecosistemas fluviales e ingresan a través de la vía subterránea y de las escorrentías superficial y subsuperficial. La importancia

de estas vías de ingreso varía temporalmente (Ahearn et al. 2004) y no son necesariamente equivalentes para los nutrientes P y N (Green et al. 2007). La lixiviación de los nitratos hacia el agua subterránea en cuencas urbanizadas está documentada en el mundo. Esto ocurre en ciudades con presencia de plantas de tratamiento (Martínez et al. 2014) y también en áreas donde prevalecen los sistemas de tratamientos de efluentes domiciliarios in situ (EPRI 2000; Beal et al. 2005). Entonces, a mayor uso urbano de la cuenca de drenaje, mayor debería ser la carga y la exportación de nitrógeno a través de las aguas subterráneas. En cambio, la exportación del fósforo a través de esta vía es menos factible pues este queda adsorbido en el sedimento (Russell et al. 2008; Weigelhofer et al. 2018); sobre todo, en los suelos de nuestra región, que se caracterizan por su alta capacidad de retención de P (Satti et al. 2003). Durante el estudio, el período hidrológico basal, el flujo subterráneo cobra su mayor relevancia en la región (Sosnovsky et al. 2020; Reid et al. 2021). Entonces, se puede pensar que esta sea una vía importante de ingreso de nitrógeno a los ecosistemas fluviales, y no sería así para el fósforo. Estas diferencias de afinidad química entre los nutrientes y los suelos podrían explicar la significancia de la exportación del nitrógeno y la no significancia de la exportación del fósforo observada en nuestro estudio. Distinto sería el caso en el período de precipitaciones, cuando la escorrentía superficial/subsuperficial cobra mayor relevancia e ingresa materia al ecosistema fluvial por el lavado de los suelos. En este período hidrológico, la entrada de fósforo estaría favorecida en los arroyos de la región (García et al. 2015; Sosnovsky et al. 2020). A mayor porcentaje de área modificada de la cuenca de drenaje (directamente relacionada también con una mayor impermeabilidad del suelo), mayor será la escorrentía y la exportación de nutrientes a los ecosistemas fluviales (Arnold and Gibbons 1996; Paul and Meyer 2001). Es evidente pensar que habría diferentes pulsos de entrada de los nutrientes nitrógeno y fósforo a los ecosistemas fluviales en función de los distintos flujos y períodos hidrológicos, de forma similar a lo que sucede con la materia orgánica (Raymond et al. 2016).

Este estudio se desarrolló en 12 arroyos andinos durante el período hidrológico basal. Sin embargo, aún resta estudiar estos ecosistemas durante los demás períodos hidrológicos, dado que difieren en el régimen del caudal; esto origina diferencias notables en

el procesamiento de la materia. Por ejemplo, el período basal se caracteriza por ser un período de reciclaje de materia y de nutrientes por parte del ecosistema fluvial. El caso contrario ocurre con el período hidrológico de precipitaciones, que se caracteriza por ser un período de exportación de estos elementos (Tate and Singer 2013; Allan et al. 2021). Además, este estudio abarcó un número reducido de cuencas de drenaje en una zona acotada de la región y, en general, los modelos obtenidos presentaron amplios intervalos de confianza. Por lo tanto, se necesitaría un número mayor de ecosistemas fluviales que abarquen todo el rango trófico a lo largo de la región a fin de verificar y profundizar las relaciones aquí observadas. De todas maneras, los resultados sugieren un posible flujo diferencial de los nutrientes N y P hacia los ecosistemas fluviales urbanizados, así como la existencia de valores umbrales de urbanización en las cuencas de drenaje para evitar su deterioro.

En la actualidad, la Patagonia es una de las regiones menos habitadas y, en consecuencia,

más prístinas de la tierra. Sin embargo, desde comienzos de este siglo, la población humana aumenta sustancialmente, al igual que la actividad turística que en ella se desarrolla. Este incremento en el uso de la Tierra se refleja en el deterioro de sus cuencas de drenaje. Considerando que en las ciudades de la región, la provisión del agua y su posterior vertido ocurre a través de arroyos, ríos y lagos (Llanes et al. 2022), es imperioso pensar en las políticas de planeamiento adecuadas para una expansión urbana y una explotación turística sostenibles.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a la Municipalidad de San Carlos de Bariloche por brindar asistencia en el campo, a Gustavo Baffico por realizar los análisis químicos y por la lectura crítica del manuscrito, a Rodolfo Cantet por las sugerencias estadísticas y a dos revisores por contribuir en la calidad y la claridad del manuscrito. Los autores agradecen el apoyo de CONICET y la Universidad Nacional del Comahue.

REFERENCIAS

- A.P.H.A. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition. American Public Health Association, Washington (DC), U.S.A.
- Ahearn, D. S., R. W. Sheibley, R. A. Dahlgren, and K. E. Keller. 2004. Temporal dynamics of stream water chemistry in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. *Journal of Hydrology* 295:47-63. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.02.016>.
- Albariño, R. J., V. Díaz Villanueva, and L. Buria. 2009. Leaf litter dynamics in a forested small Andean catchment, northern Patagonia, Argentina. Pp. 183-211 *en* C. Oyarzún, N. E. C. Verhoest, P. Boeckx, and R. Godoy (eds.). *Ecological Advances on Chilean Temperate Rainforest*. Academia Press, Ghent, East Flanders, Belgium.
- Allan, D. J., M. M. Castillo, and K. A. Capps. 2021. Nutrient dynamics. Pp. 383-420 *en* *Stream Ecology Structure and Function of Running Waters*. Springer, Cham, Zug, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-61286-3>.
- Ambiental, C. D. 2016. Estado de Situación y acciones sugeridas. Tratamiento de Efluentes Cloacales. ORDENANZA N° 2535/15, Comisión de Desarrollo Ambiental, Junín de los Andes, Neuquén, Argentina.
- Arnold, C. L., and C. J. Gibbons. 1996. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62:243-258. <https://doi.org/10.1080/01944369608975688>.
- Bariloche Municipio. 2021. Crecimiento poblacional de San Carlos de Bariloche. URL1: tinyurl.com/ytva2zce. URL2: tinyurl.com/scrip7pk.
- Beal, C. D., E. A. Gardner, and N. W. Menzies. 2005. Process, performance, and pollution potential: a review of septic tank-soil absorption systems. *Australian Journal of Soil Research* 43:781-802. <https://doi.org/10.1071/SR05018>.
- Biggs, B. J. F., and C. Kilroy. 2000. *Stream Periphyton Monitoring Manual*. NIWA, Christchurch, Canterbury, New Zealand.
- Brown, L. E., D. M. Hannah, and A. M. Milner. 2003. Alpine Stream Habitat Classification: An Alternative Approach Incorporating the Role of Dynamic Water Source Contributions. *Artic, Antarctic, and Alpine Research* 35:313-322. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2003\)035\[0313:ASHCAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2003)035[0313:ASHCAA]2.0.CO;2).
- Brown, L. R., R. H. Gray, R. M. Hughes, and M. R. Meador. 2005. Introduction to Effects of Urbanization on Stream Ecosystems. Pp. 1-10 *en* L. R. Brown, R. H. Gray, R. M. Hughes and M. R. Meador (eds.). *Effects of urbanization on stream ecosystems*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, U.S.A. <https://doi.org/10.47886/9781888569735>.
- Cuassolo, F., and V. Díaz Villanueva. 2019. Exóticas en humedales: Análisis de las comunidades vegetales de mallines naturales y urbanos en la ciudad de Bariloche. *Ecología Austral* 29:405-415. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.853>.
- Díaz, M. M., F. L. Pedrozo, C. S. Reynolds, and P. F. Temporetti. 2007. Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologia* 37:17-27. <https://10.1016/j.limno.2006.08.006>.
- Díaz, S., J. Settele, E. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guéze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, L. Garibaldi, et al. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. *Intergovernmental Science-*

- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), Bonn, Renania, Alemania.
- Díaz Villanueva, V., and R. Albariño. 2021. Una aproximación al funcionamiento de los arroyos de montaña del norte de la Patagonia Andina. *Ecología Austral* 31:129-147. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.1.0.1353>.
- Diehl, P., M. J. Mazzarino, and S. Fontenla. 2008. Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecology and Management* 225:2793-2980. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.003>.
- Diehl, P., M. J. Mazzarino, F. Funes, S. Fontenla, M. Gobbi, and J. Ferrari. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean-Patagonian forests. *Journal of Vegetation Science* 14:63-70. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02128.x>.
- Diodato, S. L., G. González Garraza, R. Mansilla, A. Moretto, J. Escobar, A. Méndez-López, J. Marcovecchio, and J. C. Nóvoa-Muñoz. 2020. Quality changes of fluvial sediments impacted by urban effluents in Ushuaia, Tierra del Fuego, southernmost Patagonia. *Environmental Earth Sciences* 79. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09236-4>.
- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51:671-680. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.
- Dodds, W. K., and V. H. Smith. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 6:155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>.
- EPRI. 2000. National Research Needs Conference Proceedings: Risk based decision making for onsite wastewater treatment. Project: 2001 1101446, Environmental Protection Agency and National Decentralized Water Resources Capacity Development Palo Alto, California. U.S.A.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, et al. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
- García, D. R., M. C. Diéguez, P. E. García, and M. Reissig. 2023. Spatial and temporal patterns in the chemistry of temperate low order Andean streams: effects of landscape gradients and hydrology. *Aquatic Sciences* 85:102. <https://doi.org/10.1007/s00027-023-01001-6>.
- García, D. R., M. C. Diéguez, M. Gereá, and P. E. García. 2018. Characterisation and reactivity continuum of dissolved organic matter in forested headwater catchments of Andean Patagonia. *Freshwater Biology* 63:1049-1062. <https://doi.org/10.1111/fw.13114>.
- García, R. D., M. Reissig, C. P. Queimaliños, P. E. García, and M. C. Diéguez. 2015. Climate-driven terrestrial inputs in ultraligotrophic mountain streams of Andean Patagonia revealed through chromophoric and fluorescent dissolved organic matter. *Science of the Total Environment* 521-522:280-292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.102>.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo, and M. A. M. Ohnstad. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England, UK. <https://doi.org/10.1002/iroh.19800650113>.
- Granitto, M., S. L. Diodato, and P. Rodríguez. 2021. Water quality index including periphyton chlorophyll-a in forested urban watersheds from Tierra del Fuego (Argentina). *Ecological Indicators* 126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107614>.
- GraphPad, P. 2020. *GraphPad Prism 8.0 User Guide*. GraphPad Software Inc., Boston, Massachusetts, USA. URL: graphpad.com.
- Grasshoff, M., K. Ehrhardt, and K. Kremling. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd edition. Wiley, New York, New York, U.S.A.
- Green, M. B., J. L. Nieber, G. Johnson, J. Magner, and B. Schaefer. 2007. Flow path influence on an N:P ratio in two headwater streams: a paired watershed study. *Journal of Geophysical Research* 112:G03015. <https://doi.org/10.1029/2007JG000403>.
- Herschey, R. 1993. The velocity-area method. *Flow Measurement and Instrumentation* 4:7-10. [https://doi.org/10.1016/0955-5986\(93\)90004-3](https://doi.org/10.1016/0955-5986(93)90004-3).
- Hilton, J., M. O'Hare, M. J. Bowes, and J. I. Jones. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365:66-83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>.
- Hintze, J. L. 1998. *Number Cruncher Statistical System (NCSS). Version 2000. User's Guide*. NCSS, Kaysville, Utah, U.S.A.
- Hynes, H. B. N. 1960. *The biology of polluted waters*. 1st edition. Liverpool Univ. Press, Liverpool, England, UK.
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie* 19:1-15. <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896033>.
- INDEC. 2022. National Institute of Statistical and Census. URL: tinyurl.com/5f3jwxrt.
- Le Moal, M., C. Gascuel-Oudou, A. Ménesguen, Y. Souchon, C. Étrillard, A. Levian, F. Moatar, A. Pannard, P. Souchu, et al. 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment* 651:1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>.
- Likens, G. E. 2001. Biogeochemistry, the watershed approach: some uses and limitations. *Marine and Freshwater Research* 52:5. <https://doi.org/10.1071/MF99188>.
- Llanes, A. L., M. Poca, Y. G. Jimenez, G. Castellanos, B. M. Gómez, M. Marchese, N. B. Lana, M. A. Pascual, R. Albariño, et al. 2022. ¿De dónde viene y a dónde va el agua de las ciudades? Base de datos integrada para 243 centros urbanos argentinos. *Ecología Austral* 32:1133-1149. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.2028>.
- Manzo, L. M., L. B. Epele, C. N. Horak, Y. A. Assef, and M. L. Miserendino. 2022. Variability in Nutrient Dissipation in a Wastewater Treatment Plant in Patagonia: A Two-Year Overview. *Environmental Management*. <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01761-1>.

- Manzo, L. M., L. B. Epele, C. N. Horak, M. A. Kutschker, and M. L. Miserendino. 2020. Engineered ponds as environmental and ecological solutions in the urban water cycle: a case study in Patagonia. *Ecological Engineering* 154:105915. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105915>.
- Maro, C. 2016. Relevamiento del Saneamiento Público en la Patagonia Argentina. Trabajo Final. Universidad Nacional de Río Negro, Sede Andina, Río Negro. Argentina. Pp. 53.
- Martínez, D., E. Moschione, E. Bocanegra, M. Glok Galli, and R. Aravena. 2014. Distribution and origin of nitrate in groundwater in a urban and suburban aquifer in Mar del Plata, Argentina. *Environmental Earth Sciences* 72:1877-1886. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3096-x>.
- Minshall, G. W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society* 8:263-288. <https://doi.org/10.2307/1467294>.
- Miserendino, M. L., C. Brand, and Y. C. Di Prinzio. 2008. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollution* 194: 91-110. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9701-4>.
- Miserendino, M. L., M. A. Kutschker, C. Brand, L. La Manna, Y. C. Di Prinzio, G. Papazian, and J. Bava. 2016. Ecological Status of a Patagonian Mountain River: Usefulness of Environmental and Biotic Metrics for Rehabilitation Assessment. *Environmental Management* 57:1166-1187. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0688-0>.
- Modenutti, B. E., R. J. Albariño, M. Bastidas Navarro, V. D. Villanueva, A. F. Souza, C. Trochine, C. Laspoumaderes, F. Cuassolo, G. Mariluán, et al. 2010. Structure and dynamic of food webs in Andean North Patagonian freshwater systems: organic matter, light and nutrient relationships. *Ecología Austral* 20:95-114.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro, M. C. Diéguez, C. P. Queimaliños, and R. J. Albariño. 1998. Heterogeneity of freshwater Patagonian ecosystems. *Ecología Austral* 8:155-165.
- Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O. Sala, and R. Golluscio. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* 8:85-101.
- Paul, M. J., and J. L. Meyer. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 32:333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>.
- Pedrozo, F. L., S. Chillrud, P. F. Temporetti, and M. M. Díaz. 1993. Chemical composition and nutrient limitation in rivers and lakes of Northern Patagonian Andes (39.5°-42° S; 71° W) (Rep. Argentina). *SIL Proceedings 1922-2010* 25: 207-214. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900093>.
- Peñuelas, J., B. Poulter, J. Sardans, P. Ciais, M. van der Velde, L. Bopp, O. Boucher, Y. Godderis, P. Hinsinger, et al. 2013. Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications* 4:2934. <https://doi.org/10.1038/ncomms3934>.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, and J. C. Stromberg. 1997. The Natural Flow Regime A paradigm for River Conservation and Restoration. *Bioscience* 47:769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Raymond, P. A., J. E. Saiers, and W. V. Sobczak. 2016. Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: pulse-shunt concept. *Ecology* 97:5-16. <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>.
- Reid, B. L., A. Astorga, I. Madriz, and C. Correa. 2021. Estado del conocimiento y conservación de los ecosistemas dulceacuícolas de la Patagonia Occidental Austral. Pp. 429-471 en J. C. Castilla, J. J. Armesto and M. J. Martínez-Harms (eds.). *Conservación en la Patagonia chilena: evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*. Universidad Católica, Santiago, Metropolitana, Chile.
- Relva, M. A., M. A. Damascos, P. J. Macchi, P. Mathiasen, A. C. Premoli, M. P. Quiroga, N. I. Rodovani, E. Raffaele, P. Sackmann, et al. 2014. Impactos Humanos en la Patagonia. Pp. 157-182 en E. Raffaele, M. de Torres Curth, C. L. Morales, and T. Kitzberger (eds.). *Ecología e Historia Natural de la Patagonia Andina: un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*. Fundación De Historia Natural Félix de Azara, C.A.B.A. Argentina.
- Russell, M. J., D. E. Weller, and T. E. Jordan. 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry* 88:285-304. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9212-9>.
- Sartory, D. P., and J. U. Grobbelaar. 1984. Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114:177-187. <https://doi.org/10.1007/BF00031869>.
- Satti, P., M. J. Mazzarino, and M. Gobbi. 2003. Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in North-Western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91:173-181. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00756.x>.
- Snelder, T. H., and B. J. F. Biggs. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association* 38:1225-1239. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb04344.x>.
- Sokal, R. R., and F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. Freeman W. H. and Co., New York, New York, U.S.A.
- Sosnovsky, A., M. E. Lallement, M. Rechencq, M. V. Fernández, E. E. Zattara, and C. S. Feijoó. 2023. Nutrient export and population density relationships in a stream-lake basin from the Patagonian Andean Region. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 57:438-446. <https://doi.org/10.1080/00288330.2021.1993449>.
- Sosnovsky, A., M. Rechencq, V. Fernández, M. J. Suarez, and R. J. C. Cantet. 2020. Hydrological and physico-chemical dynamics in two Andean streams. *Limnetica* 39:17-33. <https://doi.org/10.23818/limn.39.02>.
- Soto, D. 2002. Oligotrophic patterns in Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:377-393. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2002000200009>.
- Suplee, M. W., V. Watson, M. Teply, and H. McKee. 2009. How green is too green? Public opinion of what constitutes undesirable algae levels in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 45:123-140. <https://doi.org/>

10.1111/j.1752-1688.2008.00265.x.

Tate, K. W., and M. J. Singer. 2013. Timing, Frequency of Sampling Affect Accuracy of Water-Quality Monitoring. *California Agriculture* 53:44-48. <https://doi.org/10.3733/ca.v053n06p44>.

Weigelhofer, G., T. Hein, and E. Bondar-Kunze. 2018. Phosphorus and Nitrogen Dynamics in Riverine Systems: Human Impacts and Management Options. Pp. 187-202 *en* S. Schmutz and J. Sendzimir (eds.). *Riverine Ecosystem Management, Science for Governing Towards a Sustainable Future*. Springer, Cham, Zug, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_10.

Willimas-Subiza, E. A., Y. A. Assef, and C. Brand. 2021. Point source pollution influences water quality of Patagonian streams more than land cover. *River Research and Applications*. <https://doi.org/10.1002/rra.3881>.

Wurtsbaugh, W. A., H. W. Paerl, and W. K. Dodds. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water* 6. <https://doi.org/10.1002/wat2.1373>.