

Caracterización de arroyos en cuencas con y sin manejo forestal en Tierra del Fuego, Argentina

MARÍA E. LOPEZ^{1,2,3,✉}, EDUARDO DOMÍNGUEZ⁴ & CHRISTOPHER B. ANDERSON^{1,2}

¹ Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ² Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF). ³ Administración de Parques Nacionales (APN). ⁴ Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), CONICET-Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán (UNT).

RESUMEN. Las cuencas hidrográficas del archipiélago fueguino albergan los bosques más australes del mundo y constituyen un mosaico complejo de ambientes. Pese a ser considerada una ecorregión prístina, los ecosistemas de la Patagonia Austral enfrentan perturbaciones múltiples; entre ellas, el manejo forestal. El 80% de la actividad forestal de la provincia de Tierra del Fuego se concentra en el centro de la región cordillerana, incluyendo áreas de bosque de *Nothofagus pumilio*. El objetivo de este estudio es entender la relación entre los arroyos fueguinos y el aprovechamiento forestal. Se eligieron arroyos en cuencas con (n=5) y sin (n=4) manejo forestal para investigar los efectos del aprovechamiento sobre las condiciones abióticas y los recursos basales del hábitat de los arroyos. Los nueve arroyos se estudiaron en verano, otoño y primavera. En general, nuestros resultados revelaron que los arroyos de cabecera que atraviesan los bosques subantárticos fueguinos están muy dominados por un régimen estacional. Ejemplos de esto fueron el caudal y la comunidad epilítica. Sin embargo, a pesar de mantenerse una franja de bosque ribereño en zonas de aprovechamiento, establecido por ley, la actividad forestal afectó las condiciones generales de la cuenca. En particular, se observa un aumento de nutrientes en cuencas con manejo forestal y una dinámica diferencial de la materia orgánica bentónica. Nuestro trabajo aporta información sobre la dinámica y la variación natural de los arroyos fueguinos. Además, en cuanto al efecto del manejo forestal, evidencia la necesidad de un monitoreo que contemple las características de la ribera (ancho y estructura vegetal), la antigüedad del evento de tala y el tipo de manejo forestal aplicado en la cuenca. Las medidas de conservación de los ambientes fluviales deben contemplar tanto el ambiente acuático como la integridad de la cuenca.

[Palabras clave: manejo forestal, Tierra del Fuego, arroyos subantárticos]

ABSTRACT. Characterization of streams in watersheds with and without forest management in Tierra del Fuego, Argentina. The Fuegian archipelago watersheds are home to the southernmost forests in the world, which make up a complex mosaic of environments. Despite being considered a pristine ecoregion, the ecosystems of Southern Patagonia face multiple disturbances, including forest management. The center of the Cordillera region concentrates 80% of the forestry activity in the province of Tierra del Fuego, which includes the areas of the *Nothofagus pumilio* forest. The aim of this study is to examine the correlation between Fuegian streams and forest harvesting. Nine streams, five of which were in watersheds with forest management and four without, were selected to investigate the impact of logging on abiotic conditions and basal resources of stream habitat. The study was conducted during summer, fall, and spring. The results indicate that headwater streams in sub-Antarctic Fuegian forests are predominantly influenced by a seasonal regime. The study observed the impact of forestry activity on the general conditions of the watershed, despite the maintenance of a strip of riparian forest in harvesting zones, established by law. An increase in nutrients in watersheds with forest management and differential dynamics of benthic organic matter were noted. The study provides information on the dynamics and natural variation of Fuegian streams. Regarding the effect of forest management, it is necessary to monitor the characteristics of the bank, such as the width and structure of the vegetation, as well as the age of the logging event and the type of forest management applied in the watershed. Conservation measures for river environments should consider both the aquatic environment and the integrity of the watershed.

[Keywords: forest management, Tierra del Fuego, subantarctic streams]

INTRODUCCIÓN

Los arroyos de cabecera y sus zonas ribereñas representan ecosistemas importantes para mantener la biodiversidad y las funciones ecológicas a nivel de paisaje; sustentan ensamblajes únicos de especies y son sitios relevantes en cuanto a la retención y el procesamiento de materia orgánica y nutrientes (Meyer and Wallace 2001; Gomi et al. 2002; Richardson and Sato 2015). En particular, los arroyos de cabecera se encuentran muy asociados a los procesos ribereños; presentan una mayor variación temporal y espacial que en sus tramos aguas abajo (Gomi et al. 2002). A su vez, al estar muy controlados por las condiciones de la cuenca, las actividades humanas pueden afectar sus ciclos hidrológicos, biogeoquímicos y las interacciones bióticas en múltiples escalas espaciales y temporales (Meyer and Wallace 2001; Wallace et al. 2001; Richardson and Daney 2007; Burdon and Harding 2008; Miserendino et al. 2011).

A nivel mundial, las actividades que generan cambios en el uso del suelo hacen peligrar la integridad ecológica de los sistemas fluviales, incluso en zonas supuestamente prístinas (Rosemond et al. 2002; Miserendino et al. 2011). En este sentido, si bien el Bosque Subantártico de Tierra del Fuego (TDF) es uno de los biomas más prístinos que quedan en el mundo (Mittermeier et al. 2003, 2011; Di Marco et al. 2019), también está sujeto a diferentes presiones, como la introducción de especies invasoras (Anderson and Rosemond 2007, 2010; Anderson et al. 2009) y el aprovechamiento forestal (Simanonok et al. 2011). Este último factor ha sido menos estudiado en la ecología dulceacuícola de la Patagonia Austral, aunque existen amplios antecedentes en otras partes de la región (Brand and Miserendino 2011) y en el mundo (Kiffney and Richardson 2010; Kreutzweiser et al. 2010; Lecerf and Richardson 2010).

Los efectos del manejo forestal a escala de cuenca son el resultado de la alteración en la cobertura vegetal, lo cual modifica las características de la corriente, los procesos de descarga de sedimentos, disminuyendo la infiltración y aumentando la escorrentía superficial (Walling and Fang 2003; Miserendino et al. 2011; Sweeney et al. 2004). Además, afectadas de manera directa o indirecta por los cambios en el uso de suelo, las concentraciones de ciertos compuestos

químicos en los cuerpos de agua pueden verse modificadas (e.g., la concentración de nitrato y fosfato) (Bahar et al. 2008; Quinn et al. 1997; Miserendino et al. 2011). Estos cambios influyen en otras condiciones de los ambientes acuáticos, y el resultado global de estas características y las interacciones entre las mismas son las que determinan el estado de los recursos hídricos, las comunidades biológicas y el funcionamiento del ecosistema río abajo (Sweeney et al. 2004; Zhang et al. 2009).

En general, las prácticas forestales se realizan a lo largo del tiempo y en varios lugares dentro de una cuenca, por lo que sus efectos se pueden integrar en la escala de cuenca y continuar afectando a los ecosistemas durante largos períodos (Richardson 2008; Zhang et al. 2009). Esto se torna más relevante en arroyos de cabecera donde la cobertura forestal de la cuenca, además de la ribereña, es importante para preservar los vínculos terrestres y acuáticos que sustentan las redes tróficas y su rol dentro del funcionamiento continuo del río (England and Rosemond 2004). A su vez, estos impactos sobre las cuencas —pensadas desde la integración de los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas— pueden llegar a afectar tanto la biodiversidad como el bienestar humano a través de los servicios ecosistémicos. Se espera que estas presiones crezcan en las próximas décadas a medida que se intensifique el uso de la tierra, que aumente la demanda de agua y que el cambio climático se acelere (Durance et al. 2016; Guevara et al. 2018).

El objetivo de este estudio es entender la relación entre arroyos fueguinos de cabecera y el aprovechamiento forestal. Se eligieron arroyos en cuencas con ($n=5$) y sin ($n=4$) manejo forestal para investigar los efectos del aprovechamiento sobre las condiciones abióticas y los recursos basales del hábitat de los arroyos. Debido a que estas características dependen de la vegetación y la cobertura del suelo en la cuenca, se espera que varíen por la acción de la actividad forestal en el sistema terrestre de la cuenca. En particular, se predice que aquellos arroyos con manejo forestal en sus cuencas presentarán diferencias en cuanto a la dinámica de la materia orgánica bentónica (MOB), a la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y al dosel (%) que cubre estos sistemas fluviales. Además, se espera que exista una dependencia temporal en la distinción de estos efectos, dada por la dinámica de los bosques de lenga y las variaciones de luz y temperatura tan marcadas en el bioma subantártico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la zona central de la parte argentina de la Isla Grande de Tierra del Fuego (TDF; 52°-55° S - 65°-72° O). El clima regional es templado frío en el sur y templado oceánico en el norte, con una temperatura media anual de 5 °C. Las precipitaciones presentan un gradiente marcado desde el suroeste (600 mm anuales) hacia el noreste (300 mm anuales) (Rabassa et al. 2006). En especial, en los bosques de la zona de estudio se mostró que las precipitaciones pluvio-nivales son menores en bosques primarios que en bosques bajo manejo forestal (382 y 639 mm anuales, respectivamente) (Martínez-Pastur et al. 2009).

Los bosques de la región cordillerana de TDF se encuentran conformados sobre todo por tres especies del género *Nothofagus*: lenga (*N. pumilio*), ñire (*N. antarctica*) y guindo (*N. betuloides*) (Pisano 1977). En el centro de esta región cordillerana se concentra más del 80% de la actividad forestal de la

provincia, conformada por alrededor de 15 aserraderos que intervienen ~1000 ha de bosque monoespecífico de lenga por año (Petri et al. 2017). Los primeros registros de actividad forestal datan de 1950, y su máximo desarrollo ocurrió en 2005. En la actualidad, luego de un período de emergencia forestal (2005-2009), se observa un aumento en el promedio de la intensidad de extracción, pero una disminución de las superficies totales de intervención sobre los bosques productivos de lenga (Parodi et al. 2015; Peri et al. 2016). Investigaciones previas en el archipiélago mostraron que los arroyos en los bosques subantárticos se caracterizan por ser fríos, oligotróficos y supra saturados en oxígeno (Moorman et al. 2006; Anderson and Rosemond 2007; Contador et al. 2015; García and Rodríguez. 2018).

Selección de sitios y diseño de muestreo

Para este estudio se seleccionaron 9 arroyos que atraviesan bosques de lenga: 5 con y 4 sin aprovechamiento forestal dentro de sus cuencas (Figura 1). Los sitios con manejo

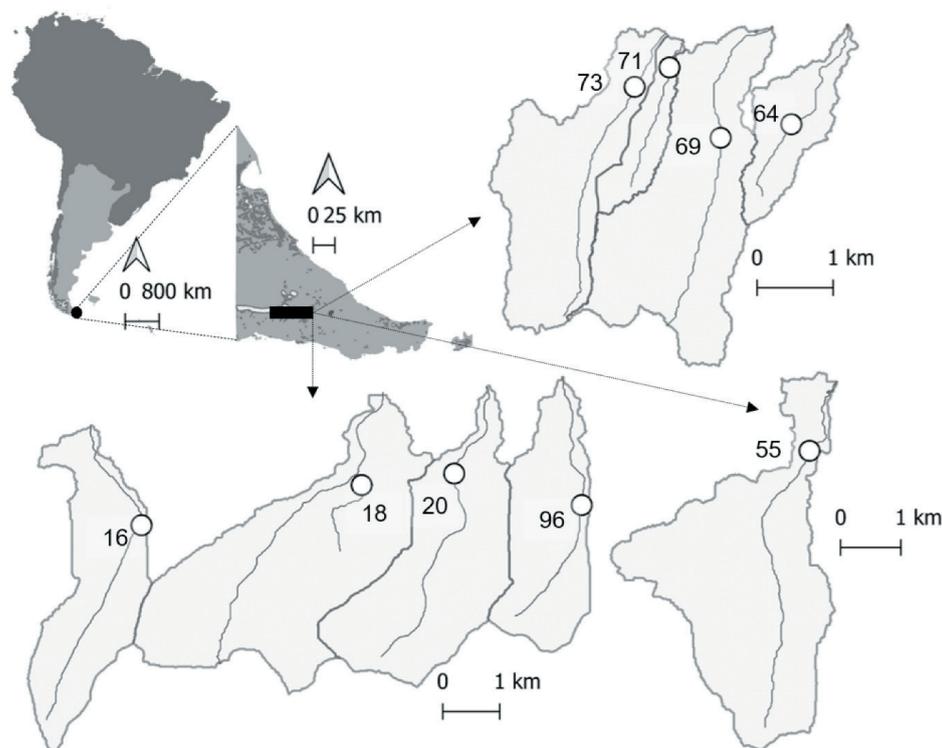


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de estudio en la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina. Los arroyos sin manejo forestal se indican con los números 16, 18, 20 y 96. Los sitios con manejo forestal corresponden a los números 55, 64, 69, 71 y 73.

Figure 1. Geographic location of the study sites in the province of Tierra del Fuego, Antarctica, and the South Atlantic Islands, Argentina. The streams without forest management are indicated with numbers 16, 18, 20 and 96. The sites with forest management correspond to numbers 55, 64, 69, 71 and 73.

forestal presentan entre el 25 y el 61% de su cuenca afectado por la actividad (Secretaría Bosque comunicación personal en 2016) (Tabla 1). La actividad forestal en estas cuencas se ha sucedido en diferentes años y planes de manejo, combinando diferentes áreas en esas cuencas con diferentes métodos de cosecha, tales como retención agregada (RA), dispersa (RD) y variable (RV). La RA deja parches de bosque sin intervención y se talan todos los individuos remanentes a esos parches; la RD tala los árboles hasta dejar un área basal específica en individuos homogéneamente distribuidos, y en RV se combinan RD y RV, dejando individuos de forma dispersa entre los parches de bosque (Cellini 2010).

Los 9 arroyos fueron muestreados en tres campañas estacionales en 2017: febrero, mayo y noviembre (verano, otoño y primavera, respectivamente). Durante el invierno, el acceso a los arroyos no fue posible, dada la gran cantidad de nieve en los caminos secundarios. Para cada arroyo se determinaron tramos fijos de estudio de 100 m de longitud (Allan and Castillo 2007).

En cada tramo se realizaron distintas mediciones para describir el hábitat y los recursos basales. a) El área basal del bosque (m^2/ha) de cada tramo estudiado fue estimada mediante el método de recuento angular de Bitterlich (Bitterlich app 1.4, Deskis OÜ). A pesar de que existe una franja de amortiguamiento en los arroyos con manejo forestal, esta variable estima la densidad de árboles más allá de ese límite, con áreas basales más pequeñas observadas en las cuencas con manejo forestal. b) La cobertura del dosel (%) se midió en cada muestreo estacional utilizando la aplicación CanopyApp (Dimond

Tabla 1. Ubicación geográfica y características de las cuencas estudiadas.

Table 1. Geographical location and characteristics of the studied watersheds.

Arroyo	Latitud (S)	Longitud (O)	Manejo forestal	Cuenca (km^2)	Área con manejo (%)
16	54°36.965'	67°56.504'	SIN	6.5	-
18	54°36.493'	67°52.874'	SIN	12.2	-
20	54°36.370'	67°51.369'	SIN	8.3	-
96	54°36.649'	67°49.283'	SIN	5.7	-
55	54°38.851'	67°23.351'	CON	10.9	25
64	54°34.968'	66°54.146'	CON	1.7	47
69	54°35.016'	66°54.944'	CON	12.8	61
71	54°34.532'	66°55.597'	CON	2.2	35
73	54°34.691'	66°56.007'	CON	4.8	33

Library). La aplicación calculó la proporción del área ocupada por hojas en fotografías tomadas in situ. Se utilizó el promedio de cinco fotos por tramo y temporada para estimar la cobertura de dosel (0-100%). c) Se evaluó la composición del lecho de los arroyos mediante el recuento de piedras de Wolman, con el que se clasificaron las partículas según la longitud del eje mayor en catorce categorías (Harrelson 1994). Estos datos fueron convertidos a un valor de diversidad del sustrato, aplicando el índice Shannon-Weiner a la abundancia de las distintas categorías de tamaños de sustrato identificados. Los grandes grupos dentro de esta clasificación son: sedimentos finos que incluye arena/grava (<8 mm), guijarros (8-64 mm), guijones (64-256 mm) y bloque (>256 mm) (Wolman 1954; Harrelson 1994; Miserendino et al. 2011). d) En cada arroyo, se midió ancho mojado (m), profundidad (m) y velocidad del agua (m/s) en tres transectas a lo largo de cada tramo estudiado. Con estos tres parámetros se estimó el caudal de los arroyos para cada estación mediante el método de velocidad-área (Gordon et al. 2004). La velocidad del agua fue medida con un correntómetro (Global Water FP111). e) Las mediciones in situ del agua incluyeron temperatura ($^{\circ}C$), el pH y la conductividad (mS/cm^2) y se llevaron a cabo utilizando un sensor multiparamétrico (YSI 550). Se recogieron muestras de agua y se mantuvieron a $4^{\circ}C$ y oscuridad hasta su análisis. f) Las concentraciones de nutrientes disueltos [$N-NO_2 + N-NO_3$] y [$P-PO_4$] se analizaron después de filtrar el agua a través de filtros Whatman GF/F (tamaño de poro de $0.07 \mu m$): nitrito ($N-NO_2$) a través del método de diazotización, nitrato ($N-NO_3$) con el mismo método previa reducción con cadmio y el fosfato ($P-PO_4$) con el método del ácido ascórbico (APHA 2017). Para estas determinaciones se utilizó un espectrofotómetro DR 2700 junto con kits HACH correspondientes (Hach Company, EE. UU.). Para las concentraciones de nutrientes totales ([NT] y [PT]), las muestras de agua sin filtrar fueron digeridas/oxidadas siguiendo a Valderrama (1981) y determinados como $N-NO_3$ y $P-PO_4$ siguiendo la metodología descrita para nutrientes disueltos (APHA 2017). g) Los sólidos en suspensión (SS, mg/L) se recolectaron filtrando la muestra de agua a través de filtros Whatman GF/C presecados (tamaño de poro de $1 \mu m$), luego se secaron hasta peso constante a $105^{\circ}C$ y se pesaron (APHA 2017). h) Las muestras de materia orgánica bentónica (MOB) se obtuvieron con un muestreador de núcleo ($0.07 m^2$).

El MOB se dividió en dos fracciones: MOB grueso (MOBG; >1 mm) y MOB fino (MOBF; 1 mm a 250 μm). Estas fracciones se secaron a 60 °C hasta peso constante (peso seco, PS), luego se quemaron a 500 °C durante 5 horas y se volvieron a pesar (cenizas, C). El peso seco libre de cenizas (PSLC) se calculó por la diferencia de peso entre PS y C. Se tomaron tres muestras por arroyo y temporada, todas las fracciones (PS, C y PSLC) fueron relativas al área removida. i) La clorofila *a* fitoplanctónica (Chl *a*, $\mu\text{g/L}$) se determinó utilizando muestras filtradas Whatman GF/F (tamaño de poro de 0.07 μm) almacenadas a -20 °C. Los pigmentos se extrajeron con etanol caliente (60-70 °C) y la absorbancia se midió con un espectrofotómetro antes y después de la acidificación (HCl 0.1 N). Las concentraciones de Chl *a* se calcularon de acuerdo con el método descrito por Marker et al. (1980). j) Para caracterizar la comunidad epilítica, se recolectaron las piedras contenidas en un cuadrante de 20x20 cm; se tomó una muestra por sitio y época. Las piedras fueron transportadas en condiciones de frío y oscuridad al laboratorio. El área total de las piedras se estimó en el laboratorio envolviendo cada una con papel de aluminio, se pesó el papel y se comparó con el área estándar (Lamberti et al. 1991). Las piedras recolectadas (sustrato natural) se rasparon con un cepillo y el material recolectado se suspendió a un volumen conocido con agua destilada. Esta muestra se separó en alícuotas para estimar el peso seco (PS), el peso de ceniza (PC) y la clorofila *a* (Chla-p) del epilíton. Se determinaron PS y C filtrando la suspensión de epilíton a través de un filtro Whatman GF/C premuflado (tamaño de poro de 1 μm ; 500 °C, 3 horas). Estos filtros con el material de epilíton retenido se secaron hasta peso constante (60-70 °C) para determinar PS. Luego, se quemaron en el horno a 500 °C durante 3 horas y se pesaron (C). La fracción de peso seco libre de cenizas (PSLC) se obtuvo de la diferencia entre PS y C (APHA 2017). La Chla-p se obtuvo filtrando la suspensión de epilíton a través de un filtro Whatman GF/C (tamaño de poro de 1 μm) y se almacenó el filtro a -20 °C hasta su análisis. La extracción de pigmentos se realizó de la misma manera que se describe para el fitoplancton. Las fracciones de masa (PS, C, PSLC y Chla-p) se relativizaron al área de las piedras raspadas. Con estos datos se calculó el índice autotrófico (IA) como la relación entre el PSLC y la concentración de clorofila *a* del epilíton (Chla-p). Este índice es indicativo de la naturaleza trófica de las comunidades de epilíton: valores superiores a 200 indican una

alta proporción de organismos heterótrofos y valores inferiores sugieren predominio de organismos autótrofos (APHA 2017). La comunidad también se clasificó según el sistema de Lakatos (1989) en referencia a la concentración de PS, C y Chla-p.

Análisis de datos

Para analizar el comportamiento de cada variable por separado se realizó un análisis de la varianza paramétrico (ANOVA), comprobando previamente los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Las variables que no cumplieron con los supuestos fueron transformadas según: arcoseno (arcoseno [x]) o logaritmo ($\log_{10}[x]$). En caso de no cumplirse los supuestos, incluso transformando, las posibles diferencias se exploraron a través de análisis de la varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis / Friedman).

Las variables no estacionales (e.g., área basal y diversidad del lecho) fueron comparadas mediante análisis de la varianza, seguidos de la prueba a posteriori cuando dichas diferencias fueron significativas entre sitios con y sin manejo (factor manejo). En el caso de las variables que se midieron en las tres estaciones, se realizaron análisis de dos factores (ANOVA) para evaluar la existencia de diferencias entre las distintas variables estudiadas en los diferentes grupos de arroyos y tiempos. Se realizaron comparaciones a posteriori de Tukey entre los niveles de cada factor (manejo y estación). Las interacciones fueron evaluadas en todos los casos a través de la prueba de Tukey, resultando no significativas.

Para los análisis multivariados, en primer lugar, se calculó el índice de correlación de Spearman para evaluar posibles relaciones entre las variables. Para evitar que la multicolinealidad afecte los análisis, las variables con correlaciones significativas fueron removidas de los análisis. Con el objetivo de evaluar si existen diferencias significativas entre las estaciones y los dos grupos de arroyos se realizó un análisis multivariado permutacional de la varianza (PERMANOVA), que evalúa la distancia euclídea media entre los grupos; diferencias significativas se consideran como $P_v < 0.05$ luego de 9999 permutaciones. Después, se realizó una prueba de porcentaje de similitud (SIMPER) para evaluar cuál parámetro ambiental contribuyó a las diferencias encontradas; se

utilizó la distancia euclídea. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con Infostat (Di Rienzo et al. 2015) y PAST versión 4.02 (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

Vegetación y sustrato del lecho

El área basal de bosque de lenga circundante a los arroyos estudiados es significativamente diferente entre los dos conjuntos de arroyos. En sitios sin actividad forestal fue 44.5 ± 3.6 m²/ha, y en los arroyos con manejo forestal actual fue 22.2 ± 13.7 m²/ha ($H=5.42$, $P_v=0.02$).

El dosel que cubre los arroyos es similar entre los sitios estudiados. En general, sólo disminuye en el período otoñal, en coincidencia con la senescencia de las hojas de lenga (Tabla 2). Mediante la prueba de Friedman no se observaron diferencias significativas entre los arroyos con y sin manejo, pero sí entre las estaciones ($T_2=7.24/P_v<0.05$); en verano y primavera se registra significativamente mayor dosel que en otoño (Tabla 2).

Los arroyos fueguinos estudiados presentan una composición del lecho similar, siendo dominantes las categorías arena/grava y guijarros. Si bien las diferencias no son significativas, los arroyos sin manejo forestal presentan, en promedio, mayor diversidad de sustrato (mayor H') que los arroyos con aprovechamiento forestal en sus cuencas (2.03 ± 0.25 y 1.86 ± 0.26 , respectivamente).

Los arroyos

En general, los caudales fueron mayores en primavera (noviembre) que en las otras estaciones. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre conjuntos

de arroyos con/sin manejo y las estaciones (Tabla 2).

En cuanto a la temperatura del agua, se observaron diferencias significativas en el factor estación ($F=80.5$; $P_v<0.05$). El verano (febrero) fue el momento en el que se registraron las temperaturas más altas (Tabla 2).

El pH no presentó un patrón ni estacional ni entre grupos, oscilando en todo momento alrededor de 6 (Tabla 2). Lo mismo se observó para la conductividad y la salinidad; la primera varió entre 35 y 136 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$; y la segunda, entre 0.01 y 0.06 ppm (Tabla 2).

La cantidad de sólidos en suspensión (SS) en todos los arroyos durante los tres muestreos fueron desde 1 mg/L hasta 21 mg/L. No se observaron diferencias significativas entre los dos tipos de arroyos (Tabla 2).

No se detectaron diferencias significativas entre estaciones, como así tampoco entre los dos tipos de arroyo en cuanto a la componente soluble del nitrógeno ($[\text{N}-\text{NO}_3 + \text{N}-\text{NO}_4]$). En cambio, sí las hubo en cuanto al fósforo disuelto ($\text{P}-\text{PO}_4$), el fósforo total (PT) y el nitrógeno total (NT). El $\text{P}-\text{PO}_4$ fue significativamente mayor en los arroyos sin aprovechamiento ($F=8.35/P_v<0.05$). En cambio, la concentración de PT fue significativamente mayor en sitios con manejo respecto a los sin aprovechamiento forestal ($F=5.63/P_v<0.05$). Las concentraciones más altas se detectaron en el mes de mayo (otoño) ($F=22.3/P_v<0.05$). El NT se encontró en concentraciones significativamente mayores en los arroyos con manejo respecto de los sin manejo ($F=8.5/P_v<0.05$). Temporalmente, en noviembre se registraron las concentraciones significativamente menores con respecto a las registradas en verano y otoño ($F=9.9/P_v<0.05$) (Figura 2).

Tabla 2. Promedio y desvío estándar de diferentes variables en los dos tipos de arroyos durante las tres estaciones estudiadas.

Table 2. Mean and standard deviation of different variables in the two types of streams during the three seasons studied.

Variables	Sin manejo forestal			Con manejo forestal		
	Verano	Otoño	Primavera	Verano	Otoño	Primavera
Dosel (% cobertura)	65.6±7.1	29.5±5.2	57.0±14.0	58.3±25.8	20.6±25.8	43.6±21.1
Caudal (m ³ /s)	0.1±0.1	0.2±0.1	0.45±0.4	0.1±0.1	0.1±0.2	0.2±0.2
Temp. del agua (°C)	9.3±1.4	3.3±0.3	6.0±1.8	8.4±0.7	2.2±0.7	7.2±0.9
Conductividad (mS/cm ²)	94.0±9.4	82.3±12.1	66.3±12.1	106.4±31.0	87.0±26.0	85.6±29.2
Salinidad	0.04±0.01	0.04±0.01	0.03±0.01	0.05±0.02	0.04±0.01	0.04±0.02
pH	6.1±0.3	6.5±0.6	6.3±0.4	6.4±0.4	5.7±0.4	6.1±0.5
Sólidos en suspensión (mg/L)	5.7±2.1	3.3±2.7	6.0±4.4	7.7±9.5	3.6±5.1	3.2±3.9

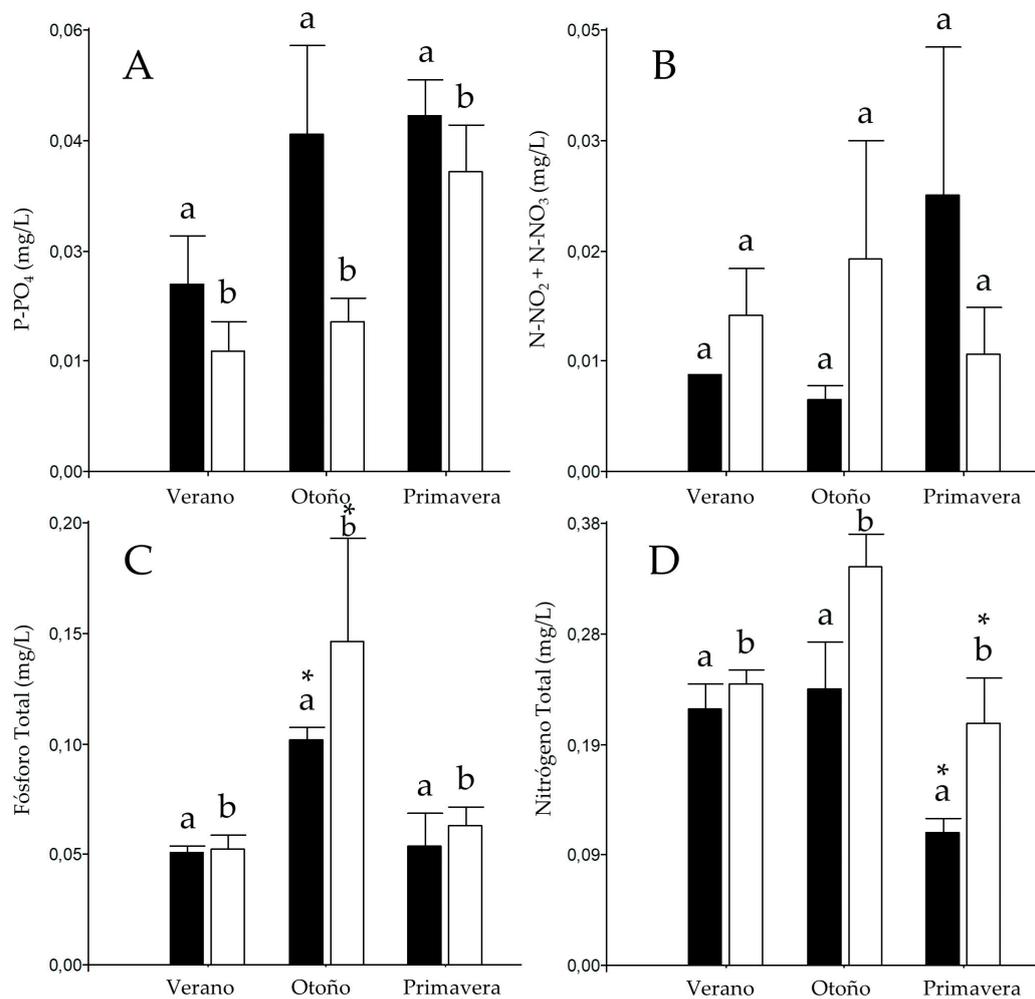


Figura 2. Concentración promedio de nutrientes disueltos (A-B) y totales (C-D) según la estación, para los dos tipos de arroyos: sin y con manejo (columnas negras y blancas, respectivamente). Las barras indican el desvío estándar. Letras distintas describen diferencias significativas ($P_v < 0.05$) entre grupos de arroyos (con y sin manejo). El asterisco indica diferencias significativas ($P_v < 0.05$) en cuanto al factor estación (verano, otoño y primavera). La interacción entre factores fue no significativa ($P_v > 0.05$).

Figure 2. Mean concentrations of dissolved (A-B) and total (C-D) nutrients for two types of streams: unmanaged and managed (represented by black and white columns, respectively), organized by season. The standard deviation is indicated by bars. The black columns represent streams without forest management, while the white columns represent streams with forest management. Different letters are used to describe significant differences ($P_v < 0.05$) between groups of streams (with and without management). The asterisk indicates significant differences ($P_v < 0.05$) for the season factor (summer, fall and spring). There was no significant interaction between factors ($P_v > 0.05$).

Recursos basales: MOB

En ambos tipos de arroyo y en todas las estaciones se observó que la fracción de MOBG (>1 mm) fue mayor que la fracción de MOBF (1 mm < MOBF < 250 μ m) (Figura 3). En general, en ambos grupos durante noviembre (primavera) se observaron los menores registros de MOB.

En particular, la MOBF en arroyos sin manejo tuvo su menor registro en primavera; y el mayor, en el verano. Mientras que en los

arroyos con manejo, los valores más altos se registraron en otoño (Figura 3). En cambio, la fracción MOBG en ambos grupos tiene el mismo patrón: el máximo aporte es en otoño (mayo > febrero > noviembre) (Figura 3).

Si bien las diferencias no son estadísticamente significativas, la fracción de MOBG muestra una tendencia a ser mayor en los arroyos con manejo forestal respecto a los sin aprovechamiento en todas las estaciones estudiadas (Figura 3).

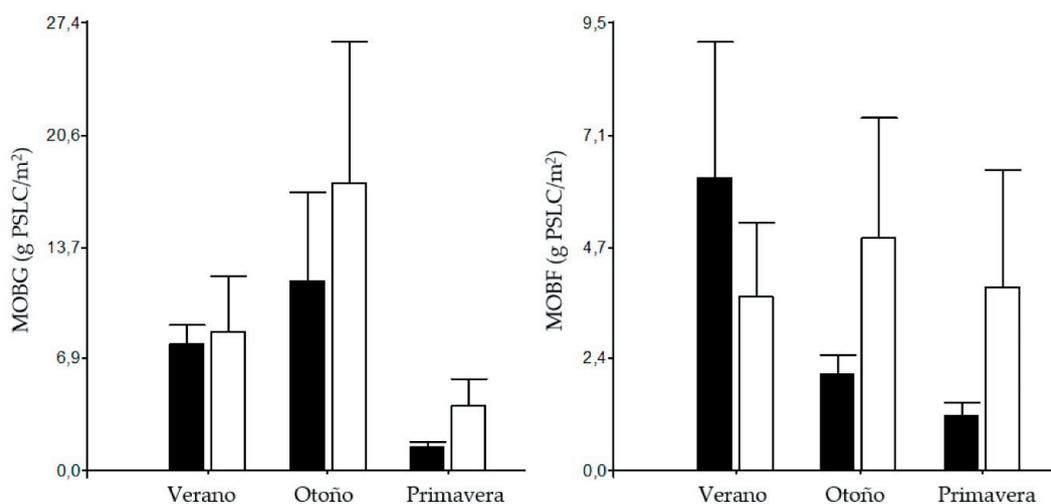


Figura 3. Cantidad promedio de materia orgánica bentónica gruesa (MOBG) y fina (MOBF) según la estación, en arroyos sin (columnas negras) y con (columnas blancas) manejo forestal. Las barras indican desvío estándar. No se detectaron diferencias significativas en ninguno de los factores (estación y manejo) ni en la interacción de los mismos ($P_v > 0.05$).

Figure 3. The average amount of coarse (CBOM) and fine (FBOM) benthic organic matter in streams was measured by season, both in areas with forest management (white columns) and without (black columns). Standard deviation is indicated by bars. No significant differences were found in any of the factors (season and management) nor in their interaction ($P_v > 0.05$).

Recursos basales: epilíton y fitoplancton

En la Tabla 3 se observan las diferentes variables de masa que caracterizan al epilíton. Según las proporciones de estas fracciones de masa, en conjunto con la clasificación propuesta por Lakatos (1989) podemos destacar que la comunidad epilítica de los diferentes arroyos es principalmente heterotrófica, de baja biomasa, no clorofítica y con detrito inorgánico. En general, estas características se mantienen en todos los arroyos y estaciones. En especial, el índice autotrófico (IA) —relación entre PSLC y Chl *a* del epilíton— no presentó diferencias significativas entre tipos de cuencas (con o sin manejo forestal), pero sí entre estaciones

($P_v < 0.05$), siendo esta relación mayor en otoño con respecto a las otras estaciones, y registrándose el menor valor en primavera.

Con respecto a la biomasa del fitoplancton (Tabla 3), si bien las diferencias no fueron estadísticamente significativas, se observó una tendencia en la cual esta concentración fue mayor en sitios con manejo respecto de la zona control. En ambos tipos de cuencas, el registro más bajo ocurrió en otoño.

Análisis global

Las variables seleccionadas luego de analizar los coeficientes de correlación de Spearman

Tabla 3. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las diferentes fracciones de masa del epilíton, concentraciones de clorofila *a* del epilíton y del fitoplancton para los arroyos con y sin manejo forestal estudiados en las tres estaciones (verano, otoño y primavera).

Table 3. Mean values (\pm standard deviation) of the different epilithon mass fractions, epilithon chlorophyll *a* and phytoplankton concentrations for the streams with and without forest management studied in the three seasons (summer, fall and spring).

Variables	Sin manejo forestal			Con manejo forestal		
	Verano	Otoño	Primavera	Verano	Otoño	Primavera
Epilíton - Peso seco (PS) (g/m²)	8.4 \pm 11.5	2.2 \pm 0.6	4.1 \pm 2.9	11.6 \pm 1.7	3.9 \pm 3.6	7.3 \pm 3.8
Epilíton - cenizas (g/m²)	6.1 \pm 9.1	1.6 \pm 0.6	3.7 \pm 2.9	1.1 \pm 0.7	3.2 \pm 3.5	5.4 \pm 2.8
Epilíton - PS libre de cenizas (g/m²)	2.3 \pm 2.6	0.7 \pm 0.1	0.3 \pm 0.1	0.6 \pm 0.3	0.7 \pm 0.5	1.8 \pm 1.2
Epilíton - clorofila <i>a</i> (mg/m²)	1.4 \pm 0.5	1.1 \pm 0.8	0.6 \pm 0.2	0.9 \pm 0.9	0.3 \pm 0.3	4.3 \pm 4.2
Fitoplancton - clorofila <i>a</i> (µg/L)	1.00 \pm 1.15	0.2 \pm 0.3	0.5 \pm 0.3	0.8 \pm 0.7	0.8 \pm 0.7	1.7 \pm 1.3
Epilíton - índice autotrófico (PSLC/Chla)	1370.9 \pm 1071.5	1075.7 \pm 801.5	545.3 \pm 158.9	1167.7 \pm 1044.5	4739.9 \pm 46	635.5 \pm 276.4

fueron MOBG, PRS, SS, Chla *a* epilíton, Chla *a* fitoplancton, T, pH y caudal. El área basal del bosque correlacionó positivamente con la cobertura del dosel ($R=0.4$) y negativamente con la clorofila *a* del epilíton ($R=-0.4$). La temperatura del agua se relacionó de manera positiva con el dosel ($R=0.65$) y negativa con PT ($R=-0.6$). El PS del epilíton correlacionó positivamente con el PSLC, las cenizas y la Chla *a* fitoplanctónica ($R=0.7$, $R=0.96$, $R=0.6$, respectivamente), al igual que la MOBG con la MOBF ($R=0.56$) y la conductividad con la salinidad ($R=0.96$). En cuanto a los nutrientes totales, el nitrógeno se correlacionó de forma positiva con el caudal ($R=0.5$) y el fósforo lo hizo negativamente con la temperatura ($R=-0.6$). La concentración de la fracción soluble del nitrógeno ($[N-NO_3 + N-NO_4]$) se correlacionó negativamente con el caudal y la Chla *a* epilíton ($R=-0.45$ en ambos casos).

Para caracterizar de forma global a los sitios en cuanto a las características antes descritas, se realizó un PERMANOVA. Las diferencias significativas encontradas se corresponden al factor temporal (pseudof $F=3.02$; $P_v < 0.05$) y no al tipo de arroyo (con y sin manejo forestal). El SIMPER posterior (distancia euclídea) mostró que los parámetros que más contribuyeron a la diferencia temporal son la MOBG, los sólidos en suspensión y la temperatura del agua (35, 29 y 19%, respectivamente, de una disimilitud total de 1.02).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados revelaron que, en general, los arroyos de cabecera que atraviesan los bosques subantárticos fueguinos están muy dominados por un régimen estacional, coincidiendo con el patrón general para los arroyos de cabecera de la región Andino-Patagónica (Díaz Villanueva and Albariño 2021). Sin embargo, también se observaron algunos patrones asociados a la actividad forestal en estas cuencas (e.g., la dinámica de los nutrientes, la materia orgánica bentónica y el caudal). A su vez, los resultados de este estudio evidencian que la ejecución de ciertos métodos de aprovechamiento forestal, incluyendo el mantenimiento apropiado del bosque de ribera, colabora en la mitigación de los efectos de la actividad forestal sobre los arroyos.

En esta zona, los arroyos se caracterizan por ser fríos, oligotróficos y suprasaturados de oxígeno (Moorman et al. 2006; García and Rodríguez 2018). Si bien los valores de nutrientes registrados para todos los sitios

coinciden con estas características, existieron diferencias en cuanto a los arroyos con y sin manejo forestal. Particularmente, las diferencias en cuanto a concentraciones de nutrientes totales son mayores en cuencas con manejo respecto a la zona control. Este resultado coincide con los reportes de aumentos en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en arroyos cuyas cuencas presentan actividad forestal, generados por una reducción en la capacidad de absorción de nutrientes en áreas recién cosechadas o a una mayor movilidad debido a las alteraciones del suelo (Martin et al. 2000; Feller 2005; Richardson 2008).

El caudal presenta variaciones dadas mayormente por las diferentes estaciones. Se observan picos en primavera, coincidentes con el deshielo. Los efectos del manejo forestal sobre los caudales de los cuerpos de agua dependen de factores como el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento forestal y la magnitud del evento de cosecha. En consecuencia, la magnitud de dichos efectos es variable y puede no distinguirse si solo se realizan estimaciones puntuales del caudal (Moore and Wondzell 2005). Por esta razón, se sugiere incorporar el monitoreo más detallado de esta variable, aumentando las estimaciones de caudal por estación o año.

Por su parte, la MOB cumple un rol elemental en la ecología de los arroyos de cabecera. Funciona como fuente de energía, refugio para la biota y sustrato de crecimiento para diferentes organismos como el epilíton (Campbell and Doeg 1989; Richardson 2008). Por esto, cambios en la cantidad y en el tipo de aportes impactan sobre el funcionamiento de los arroyos (Richardson 2008). Estos pueden ser resultado de dos mecanismos: i) deposición excesiva de remanentes de gran tamaño (i.e., troncos, ramas) y ii) cambios en la composición o estructura del bosque (e.g., reemplazo de especies) (Campbell and Doeg 1989). La MOB registrada en estos arroyos, para ambas fracciones, tendió a ser mayor en los arroyos cuyas cuencas presentan manejo forestal. Los registros más altos de MOBG se observan en mayo, lo cual coincide con la senescencia de las hojas de *N. pumilio*. La ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos de arroyos puede deberse a la presencia de la franja de bosque de amortiguación, que mantiene un aporte de MOB en todos los arroyos independientemente de la zona.

Los arroyos de cabecera en cuencas boscosas son sobre todo heterotróficos, donde las redes

tróficas dependen en su mayoría del aporte de MOB alóctona (Vannote et al. 1980; Meyer and Wallace 2001; Guevara et al. 2009). La comunidad epilítica de todos los arroyos estudiados es principalmente heterotrófica no clorofítica (Lakatos 1989), coincidente con lo que se espera para una comunidad de arroyos de cabecera boscosos. Además, la mayor productividad algal del epilíton se reporta en primavera (índices autotróficos [IA] menores que el resto del año). Esto se corresponde con la mayor temperatura e incidencia de luz dada la estacionalidad. Si bien se esperaba que la biomasa algal del epilíton fuese siempre mayor en zonas con manejo, los efectos del manejo forestal sobre esta comunidad reportados por otros autores no presentan un patrón claro (Danahy et al. 2007; Wilkerson et al. 2010; Griffith and Kiffney 2022). La falta de un patrón específico en todas las estaciones puede deberse en parte a que los bajos niveles de nutrientes son los que principalmente limitan el crecimiento del epilíton en los arroyos (Campbell and Doeg 1989; Hillebrand 2002; Griffith and Kiffney 2022).

Con respecto al manejo forestal en Tierra del Fuego, cabe señalar que las normativas provinciales y nacionales (Ley Nacional Bosque Nativo N° 26331, su complementaria provincial N° 869 y otras leyes provinciales que regulan la actividad forestal y la gestión de recursos hídricos: N° 1126 y N° 145) exigen que se mantenga una franja de bosque en las riberas de los arroyos hasta 30 m. Por ende, el dosel se debería conservar a pesar del desarrollo de la actividad. No obstante, y a pesar de esta franja de protección del bosque de ribera, se observaron diferencias significativas en el área basal de los bosques de estos sitios, dando cuenta de un aumento de la superficie de suelo desnudo en aquellas cuencas con actividad forestal. Otro factor a tener en cuenta que podría estar interfiriendo en los procesos antes mencionados es la presencia de la especie exótica invasora *Castor canadensis* en las cuencas boscosas de TDF. La presencia del castor norteamericano puede estar enmascarando mayores efectos del manejo forestal a través de dos mecanismos. En primera instancia, la disminución de la cobertura arbórea de las riberas en cuencas con y sin manejo forestal por igual. En segundo lugar, la construcción de sus represas que retienen tanto agua como sedimentos, modificando los ciclos naturales de los arroyos (Anderson et al. 2009).

En este contexto, aún tomando en cuenta estos factores adicionales (franja de protección y el efecto del castor), se observaron patrones que podrían estar relacionados con la actividad forestal sobre ciertas variables estudiadas; esto hace que el monitoreo más exhaustivo sea tenido en cuenta para evaluar los efectos de la actividad forestal. En estudios futuros se debería de incluir en la caracterización de la ribera, el ancho de la franja de protección, la antigüedad del evento de tala y la estructura vegetal de la misma. Además, el tipo de manejo forestal llevado a cabo en esa cuenca también podría ser un factor relevante (e.g., corte de protección versus tala rasa). Estudios previos en la zona reportaron similitudes entre arroyos de cuencas con bosque primario y otros de cuencas con manejo forestal (retención variable y corte de protección) (Simanonok et al. 2011). Finalmente, cabe destacar que a pesar de que no se encontraron diferencias significativas en todas las variables físicas y químicas estudiadas, sería oportuno ampliar los muestreos, en especial en la época de lluvias y deshielo. Esto se debe a que pueden existir situaciones de pulso que no fueron registrados por lo puntual de los muestreos realizados en este estudio.

Se sabe que, en general, los arroyos de cabecera de la Región Andino-Patagónica son relevantes en la producción de agua de calidad para consumo humano, actividades de cultivo y producción de energía (Pessacq et al. 2015; Díaz Villanueva and Albariño 2021). El mantenimiento de las funciones ecosistémicas de estos ambientes fluviales se debe en gran medida al estado de conservación de sus cuencas, ya que cada cambio que se produzca en ellas puede generar un efecto indirecto sobre los ambientes acuáticos (Díaz Villanueva and Albariño 2021). Al ser ambientes acoplados, las medidas de conservación y manejo deberán considerar estos vínculos al momento de ser diseñadas y aplicadas. Si bien los estudios de arroyos aumentaron en los últimos años, todavía existe poca información para caracterizar los arroyos de Tierra del Fuego (Anderson and Rosemond 2007; Villatarco 2017). A partir de este estudio, podemos proveer mayor conocimiento sobre la dinámica y la variación natural de estos arroyos.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen a Paula Blazina, María Granitto y Anna Frach Bach por su colaboración en el trabajo de campo. Además, agradecemos a la Dirección

General de Desarrollo Forestal y a la Dirección General de Recursos Hídricos por la información brindada y al Aserradero Campo Chico por facilitar acceso a algunos sitios de estudio. Este trabajo fue posible gracias al financiamiento del Fondo de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2014-2852) y autorizado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (Reso. N°414/13 y N° 044/19).

REFERENCIAS

- Allan, J. D., and M. M. Castillo. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science and Business Media. URL: bit.ly/3YQwcuK.
- Anderson, C. B., and A. D. Rosemond. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia* 154(1):141-153. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0757-4>.
- Anderson, C. B., G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, P. K. Wallem, M. C. Moorman, and A. D. Rosemond. 2009. Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1):33-52. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2008.00136.x>.
- Anderson, C. B., and A. D. Rosemond. 2010. Beaver invasion alters terrestrial subsidies to subantarctic stream food webs. *Hydrobiologia* 652(1):349-361. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0367-8>.
- APHA. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA, Washington, DC
- Bahar, M. M., H. Ohmori, and M. Yamamuro. 2008. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. *Limnology* 9(1):19-26. <https://doi.org/10.1007/s10201-007-0227-z>.
- Brand, C., and M. L. Miserendino. 2011. Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. *Zoosymposia* 5(1):29-40. <https://doi.org/10.11646/zoosymposia.5.1.3>.
- Burdon, F. J., and J. S. Harding. 2008. The linkage between riparian predators and aquatic insects across a stream-resource spectrum. *Freshwater Biology* 53(2):330-346. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01897.x>.
- Campbell, I. C., and T. J. Doeg. 1989. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. *Marine and Freshwater Research* 40(5):519-539. <https://doi.org/10.1071/mf9890519>.
- Contador, T., J. H. Kennedy, R. Rozzi, and J. O. Villarroel. 2015. Sharp altitudinal gradients in Magellanic Sub-Antarctic streams: patterns along a fluvial system in the Cape Horn Biosphere Reserve (55 S). *Polar Biology* 38(11):1853-1866. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1746-4>.
- Danehy, R. J., S. S. Chan, G. T. Lester, R. B. Langshaw, and T. R. Turner. 2007. Periphyton and macroinvertebrate assemblage structure in headwaters bordered by mature, thinned, and clearcut Douglas-fir stands. *Forest Science* 53(2):294-307. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11923914>.
- Di Marco, Moreno, et al. Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity. *Nature* 573:582-585. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1567-7>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. González, M. Tablada and C. W. Robledo. 2015. *InfoStat versión 2015*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- 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(1):129-147. <https://doi.org/10.25260/ea.21.31.1.0.1353>.
- Durance, I., M. W. Bruford, R. Chalmers, N. A. Chappell, M. Christie, B. J. Cosby, et al. 2016. The challenges of linking ecosystem services to biodiversity: lessons from a large-scale freshwater study. *Advances in Ecological Research* 54: 87-134. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.10.003>.
- England, L. E., and A. D. Rosemond. 2004. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology* 49(6):721-734. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01219.x>.
- Feller, M. C. 2005. Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western north America: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 41(4):785-811. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03771.x>.
- García, V. J., and P. Rodríguez. 2018. Efecto del castor en el metabolismo del perifiton y en variables limnológicas de ríos y arroyos fueguinos. *Ecología Austral* 28(3):593-605. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.3.0.708>.
- Gomi, T., R. C. Sidle, and J. S. Richardson. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems: headwaters differ from downstream reaches by their close coupling to hillslope processes, more temporal and spatial variation, and their need for different means of protection from land use. *BioScience* 52(10):905-916. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0905:upadl0\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0905:upadl0]2.0.co;2).
- Gordon, N. D., T. A. McMahon, B. L. Finlayson, C. J. Gippel, and R. J. Nathan. 2004. *Stream Hydrology: An introduction for ecologists*. John Wiley and Sons.
- Griffith, J. E., and P. M. Kiffney. 2022. Seasonal and temporal variation in the effects of forest thinning on headwater stream benthic organisms in coastal British Columbia. *Forest Ecology and Management* 504:119801. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119801>.
- Guevara, G., R. Godoy, P. Boeckx, C. Jara, and C. Oyarzún. 2009. Leaf litter dynamics in headwater streams of the Chilean Andes: influence of shredders and silvicultural activities. *Frogs and Life Strategies: An approach to evaluate forest ecosystem health in southern*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.07.003>.

- Guevara, G., R. Godoy, and M. Franco. 2018. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. *Limnologia* 68:105-114. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.07.007>.
- Hammer, Ø., D. A. Harper, and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9.
- Harrelson, C. C. 1994. Stream channel reference sites: an illustrated guide to field technique (Vol. 245). US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. <https://doi.org/10.2737/rm-gtr-245>.
- Hillebrand, H. 2002. Top-down versus bottom-up control of autotrophic biomass—a meta-analysis on experiments with periphyton. *Journal of the North American Benthological Society* 21(3):349-369. <https://doi.org/10.2307/1468475>.
- Kiffney, P. M., and J. S. Richardson. 2010. Organic matter inputs into headwater streams of southwestern British Columbia as a function of riparian reserves and time since harvesting. *Forest Ecology and Management* 260(11): 1931-1942. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.016>.
- Kreutzweiser, D., E. Muto, S. Holmes, and J. Gunn. 2010. Effects of upland clearcutting and riparian partial harvesting on leaf pack breakdown and aquatic invertebrates in boreal forest streams. *Freshwater Biology* 55(11):2238-2252. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02410.x>.
- Lakatos, G. 1989. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. *Biol. Forschung. Für Burg.* 71:125-134.
- Lecerf, A., and J. S. Richardson. 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management* 259(12):2433-2443. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.022>.
- Lowe, R., and Y. Pan. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. Pp. 705-739 *en* R. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. J. Lowe (eds.). *Algal ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic press. San Diego, New York, Boston, Sydney, Tokio, Toronto. Pp. 753. <https://doi.org/10.1016/B978-012668450-6/50051-5>.
- Marker, A. F. H., C. A. Crowther, and R. J. M. Gunn. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Ergebnisse der Limnologie* 14:52-69.
- Martin, C. W., J. W. Hornbeck, G. E. Likens, and D. C. Buso. 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(Suppl. 2): 19-29. <https://doi.org/10.1139/f00-106>.
- Martínez-Pastur, G., M. V. Lencinas, J. M. Cellini, P. L. Peri, and R. S. Esteban. 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258(4):436-443. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.048>.
- Meyer, J. L., and J. B. Wallace. 2001. Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. *En Ecology: achievement and challenge: the 41st Symposium of the British Ecological Society sponsored by the Ecological Society of America held at Orlando, Florida, USA, 10-13 April 2000* (pp. 295-317). Blackwell Science.
- Miserendino, M. L., R. Casaux, M. Archangelsky, C. Y. Di Prinzio, C. Brand, and A. M. Kutschker. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409(3):612-624. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>.
- Mittermeier, R. A., C. G. Mittermeier, T. M. Brooks, J. D. Pilgrim, W. R. Konstant, G. A. da Fonseca, and C. Kormos. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(18):10309-10313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>.
- Mittermeier, R. A., W. R. Turner, F. W. Larsen, T. M. Brooks, and C. Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. Pp. 3-22 *en* F. Zachos and J. Habel (eds.). *Biodiversity hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1.
- Moore, R. D., and S. M. Wondzell. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review. *Journal of the American Water Resources Association* 41(4):763-784. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb04463.x>.
- Moorman, M. C., C. B. Anderson, A. G. Gutiérrez, R. Charlin, and R. Rozzi. 2006. Watershed conservation and aquatic benthic macroinvertebrate diversity in the Alberto D'Agostini National Park, Tierra del Fuego, Chile. Pp. 41-58 *en* *Anales Instituto Patagonia*. Vol. 34. Universidad de Magallanes.
- Pisano, E. 1977. Fitogeografía de Fuego-Patagonia Chilena. I. Comunidades vegetales entre las latitudes 52° y 56°S. *Anales del Instituto de la Patagonia* 8:121-250.
- Pessacq, N., S. Flaherty, L. Brandizi, S. Solman, and M. Pascual. 2015. Getting water right: A case study in water yield modelling based on precipitation data. *Science of the Total Environment* 537:225-234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.148>.
- Petri, G., F. Borodowski, C. von Haefen, L. S. Funes, E. Barreiro, M. Peña, C. Moruzzi, J. Lavignolle, and J. P. Gómez de la Fuente. 2017. Censo Nacional de Aserraderos: Informe del relevamiento Censal en la provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. Ministerio Agroindustria, Presidencia de la Nación.
- Quinn, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford, and R. B. Williamson. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31(5):579-597. <https://doi.org/10.1080/00288330.1997.9516791>.
- Rabassa, J., A. Coronato, C. J. Heusser, F. R. Juñent, A. Borromei, C. Roig, and M. Quattrocchio. 2006. The peatlands of Argentine Tierra del Fuego as a source for paleoclimatic and paleoenvironmental information. *Developments in Earth Surface Processes* 9:129-144. [https://doi.org/10.1016/s0928-2025\(06\)09006-7](https://doi.org/10.1016/s0928-2025(06)09006-7).
- Richardson, J. S. 2008. Aquatic arthropods and forestry: effects of large-scale land use on aquatic systems in Nearctic

- temperate regions. *The Canadian Entomologist* 140(4):495-509. <https://doi.org/10.4039/n07-ls04>.
- Richardson, J. S., and R. J. Danehy. 2007. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53(2):131-147. <https://doi.org/10.1093/forestscience/53.2.131>.
- Richardson, J. S., and T. Sato. 2015. Resource subsidy flows across freshwater–terrestrial boundaries and influence on processes linking adjacent ecosystems. *Ecohydrology* 8(3):406-415. <https://doi.org/10.1002/eco.1488>.
- Rosemond, A. D., C. M. Pringle, A. Ramírez, M. J. Paul, and J. L. Meyer. 2002. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. *Limnology and Oceanography* 47(1):278-289. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.1.0278>.
- Simanonok, M. P., C. B. Anderson, G. Martínez Pastur, M. V. Lencinas, and J. H. Kennedy. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* 262(2):263-269. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.031>.
- Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, et al. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(39): 14132-14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>.
- Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10(2):109-122. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-x](https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-x).
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1):130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>.
- Villatarco Vázquez, A. P. 2017. Estructura y función de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de ríos de la provincia de Tierra del Fuego. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. URL: bit.ly/3YNAxis.
- Wallace, J. B., J. R. Webster, S. L. Eggert, J. L. Meyer, and E. R. Siler. 2001. Large woody debris in a headwater stream: long-term legacies of forest disturbance. *International Review of Hydrobiology* 86(4-5):501-513. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200107\)86:4/5%3C501::aid-iroh501%3E3.0.co;2-8](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200107)86:4/5%3C501::aid-iroh501%3E3.0.co;2-8).
- Walling, D. E., and D. Fang. 2003. Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change* 39(1-2):111-126. [https://doi.org/10.1016/s0921-8181\(03\)00020-1](https://doi.org/10.1016/s0921-8181(03)00020-1).
- Wilkerson, E., J. M. Hagan, and A. A. Whitman. 2010. The effectiveness of different buffer widths for protecting water quality and macroinvertebrate and periphyton assemblages of headwater streams in Maine, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(1):177-190. <https://doi.org/10.1139/f09-162>.
- Wolman, M. G. 1954. A method of sampling coarse river-bed material. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 35(6):951-956. <https://doi.org/10.1029/tr035i006p00951>.
- Zhang, Y., J. S. Richardson, and X. Pinto. 2009. Catchment-scale effects of forestry practices on benthic invertebrate communities in Pacific coastal streams. *Journal of Applied Ecology* 46(6):1292-1303. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01718.x>.