

Evaluación ambiental de las riberas del lago Nahuel Huapi y propuesta de un índice de calidad de costas

NICOLÁS MARTYNIUK^{s,✉}; FLORENCIA CUASSOLO^s; MARCELA BASTIDAS NAVARRO;
VERÓNICA DÍAZ VILLANUEVA; ESTEBAN BALSEIRO & BEATRIZ MODENUTTI

Laboratorio de Limnología, INIBIOMA (CONICET-UN del Comahue). Bariloche, Río Negro, Argentina. ^sIndica igual contribución

RESUMEN. Los lagos proveen diferentes servicios ecosistémicos, incluyendo aquellos relacionados con los asentamientos urbanos, el turismo y la recreación. Estas actividades alteran de distintas maneras las costas y las zonas litorales de los lagos. El lago Nahuel Huapi, localizado en el norte de la Patagonia argentina, es profundo, de origen glaciar y en sus costas posee desarrollos urbanos y turísticos. El objetivo del presente trabajo es construir un índice de calidad de costas en base a parámetros paisajísticos y de infraestructura. Para ello se relevaron 29 sitios distribuidos a lo largo de la costa del lago Nahuel Huapi, seleccionados a partir del análisis de imágenes satelitales, en los que se determinaron parámetros limnológicos en zona de ribera. En cada sitio se registró la temperatura, el oxígeno disuelto y la conductividad, y se tomaron, además, muestras para determinar nutrientes (fósforo, nitrógeno y carbono orgánico) y de biomasa perifítica de productores primarios (concentración de clorofila sobre sustrato rocoso). Por otra parte, en cada sitio se relevaron características particulares de la zona costera (presencia de muelles, construcciones, caminos, parquizaciones y emprendimientos turísticos), y también la vegetación riparia y la presencia de plásticos y vidrios en el sedimento. Con esta información se desarrolló un índice que consta de cinco componentes: 1) construcción en línea de costa, 2) construcción en terrenos costeros, 3) recreación, 4) uso y modificación de la tierra, y 5) vegetación costera. El índice propuesto presentó un buen ajuste con los parámetros limnológicos analizados (no incluidos en el índice), por lo cual consideramos que el índice de calidad de costas posee una aplicación amplia para los lagos glaciares patagónicos. Basándonos en este índice de calidad de costa, el lago Nahuel Huapi presenta mayormente costas prístinas, sólo un 2% está muy alterado y un 17%, alterado.

[Palabras clave: nutrientes, turismo, urbanización, servicios ecosistémicos, Patagonia]

ABSTRACT. Environmental assessment of Nahuel Huapi Lake shoreline and coastal quality index proposal. Lakes provide different ecosystem services, including those related to urban settlements, tourism and recreation. These activities can alter the lake shores in different ways. The Nahuel Huapi lake, located in the North of Argentine Patagonia, is a glacial and deep lake with urban and touristic development on its shores. The objective of this study was to construct a shore quality index based on landscape and urban features. For this purpose, we conducted a survey on Nahuel Huapi shores, measuring limnological parameters. We sampled 29 sites that were selected based on satellite images. In each site, we measured temperature, oxygen concentration and conductivity, and samples for the determination of nutrients (phosphorus, nitrogen and dissolved organic carbon) and periphytic producer biomass (chlorophyll concentration on rock surface) were taken. In addition, in each site, we recorded characteristics of the area (e.g., the presence of docks, buildings and roads), as well as the riparian vegetation species and the presence of plastics and glass in the sediments. We developed a shore quality index that considered five components: 1) shoreline construction, 2) construction on coastal land, 3) recreation, 4) land use, and 5) shore vegetation. The proposed index fitted well with the limnological parameters (not included in the index); therefore, we consider that the shore quality index has a wide application to Patagonian glacial lakes. Based on this index, the Nahuel Huapi lake has mostly pristine shorelines, only 2% is very altered and 17% is altered.

[Keywords: nutrients, tourism, urbanization, ecosystem services, Patagonia]

INTRODUCCIÓN

El agua dulce es un bien muypreciado para el ser humano y, por consiguiente, los grandes reservorios de agua, como los grandes lagos (>500 km²), representan recursos valiosos al afectar la economía, la estructura social y la viabilidad de las comunidades costeras (Beeton 2002). Por esta razón, resulta importante contar con herramientas básicas que permitan establecer normas de uso e implementar estrategias para un desarrollo sustentable (Schiller et al. 2001; Donnelly et al. 2007).

Los estudios pioneros de monitoreo de calidad de agua en los lagos se refieren sobre todo al ingreso de nutrientes provenientes de descargas urbanas con la proliferación de organismos potencialmente tóxicos (cianobacterias) (Edmondson et al. 1956; Moss 2009). Todos estos estudios analizan la situación en la columna de agua en la zona de agua libre (zona pelágica o limnética), ya que esta zona representa el mayor volumen de agua del ecosistema y posee la máxima producción en estos ambientes (Lampert and Sommer 2007; Brönmark and Hansson 2017). Básicamente, se ha señalado al fósforo y al nitrógeno como nutrientes limitantes del crecimiento de productores primarios (Elliott 2012). Es decir, los lagos se tornan verdes por la proliferación de estos productores a medida que reciben un mayor ingreso de efluentes sin tratar o poco tratados de las ciudades costeras, o por diferentes usos de la tierra (Brezonik et al. 2019; Hayden et al. 2019). Sobre el particular se desarrolló, además, una serie de índices bióticos para estimar el estado trófico de los cuerpos de agua (Beeton and Edmondson 1972; Carlson 1977). Estos índices intentan establecer el estado de un lago dentro del continuo oligotrofia-eutrofia, sobre la base de diversos parámetros como la transparencia, la distribución del oxígeno disuelto, de los nutrientes y del fitoplancton (estimado como biomasa). Estos parámetros resultan clave e irremplazables si se desea evaluar la calidad de agua de un lago. Sin embargo, la eutrofización en muchos lagos fue revertida controlando los efluentes, y las alarmas ambientales ahora están puestas en el uso de la tierra y en las alteraciones de las costas (Beeton 2002).

Los grandes lagos incluyen una zona litoral que abarca desde la costa hasta el punto donde la luz solar llega al fondo y, por lo tanto, es posible el crecimiento de vegetación sumergida. Esta zona es la más usada por el

ser humano por empleo directo del recurso agua (e.g., suministro para consumo, derivación de efluentes, uso recreacional, pesca, etc.). Esta zona litoral también está muy modificada por requerimientos urbanísticos, establecimiento de puertos, tala de vegetación riparia, ingreso de especies invasoras, etc. A pesar de su importancia y de los servicios ecosistémicos que esta zona lacustre brinda, poco se conoce acerca del estado de costas en grandes lagos. Recientemente, se ha señalado que fluctuaciones en los niveles de agua en la zona litoral como consecuencia del cambio climático resultan también en modificaciones en nutrientes e impactan en la proliferación de productores primarios en lagos del Hemisferio Norte (Callieri et al. 2014). Asimismo, se señaló a la zona costera lacustre como muy susceptible a la acumulación de plásticos, que, a su vez, generan microplásticos que afectan de manera negativa a las cadenas tróficas litorales y pelágicas (Free et al. 2014; Hengstmann et al. 2021). Todas estas evidencias conducen a concebir a las zonas litorales lacustres como regiones clave para entender la dinámica de todo el ecosistema, y se las debería considerar para las normas de uso de los ambientes lacustres. Sin embargo, es necesario señalar que estos estudios costeros no sustituyen a los parámetros ya mencionados de calidad de agua ni al establecimiento del eje oligotrofia/eutrofia. Por esta razón, una evaluación correcta debería contemplar ambos estudios en un todo para comprender integralmente el estado ambiental.

Para realizar la valoración ambiental de las costas se han desarrollado numerosos índices de calidad de ribera, sobre todo en sistemas fluviales (Raven et al. 1998; Barbour et al. 1999). Si bien estos índices se desarrollaron originalmente para ríos del Hemisferio Norte (Barbour et al. 1999; Karr 1999; Kaufmann et al. 1999; Maddock 1999; Winward 2000; Munné et al. 2003; del Tanago and de Jalón 2004; Raab and Bayley 2012), muy pronto fueron aplicados en ríos de la Patagonia (Kutschker et al. 2009; Miserendino and Masi 2010), pampeanos (Troitiño et al. 2010) y en el sistema estuarino del Plata (Gómez and Cochero 2013). No obstante, en lagos, la aplicación de índices de calidad de ribera es mucho más restringida y enfocada principalmente en pequeños cuerpos de agua (Furgała-Selezniow et al. 2021).

La región andina de la Patagonia contiene numerosos lagos que corresponden al distrito de Lagos Glaciares de los Andes del Sur (Iriondo 1989). Son reservas de agua clave, ya

que representan 77% del agua contenida en lagos argentinos (Quirós 1988). Estos lagos son grandes y profundos, con un área >5 km² y una profundidad ≥100 m. Se ubican en los valles glaciares y, en general, se encuentran rodeados de bosques de *Nothofagus*, aunque algunos se extienden hacia el este, llegando a la estepa patagónica (lagos Nahuel Huapi, Buenos Aires, San Martín, Viedma y Argentino). La mayoría de los estudios llevados a cabo señalan que estos lagos son oligotróficos, pobres en nutrientes y muy transparentes, aunque algunos pueden ser opacos por efecto de arcillas glaciares (Pedrozo et al. 1993; Morris et al. 1995; Quirós 1997; Modenutti et al. 2013a). La zona litoral de estos lagos podría ser muy sensible al efecto antrópico, ya que representa la zona de interacción entre el sistema terrestre y el acuático.

En la zona litoral lacustre se acumula materia orgánica proveniente de la vegetación de ribera y de la vegetación de macrófitas, y algas que crecen en el litoral. La producción primaria puede ser alta en sitios protegidos del viento y en orillas deposicionales, donde puede ocurrir un desarrollo de macrófitas y de algas bentónicas (Neiff 1973; Baffico 2001). Estos productores representan un aporte autóctono de materia orgánica, que, junto con el ingreso de detrito vegetal de la vegetación de ribera, constituyen recursos alimentarios para una gran cantidad de especies de consumidores como, por ejemplo, crustáceos (Trochine et al. 2020) y peces (Barriga et al. 2012; Reissig et al. 2015). Por otra parte, la zona litoral es un sitio donde ocurren grandes transformaciones biogeoquímicas dadas por la descomposición de la materia orgánica que se acumula, con liberación o retención de nutrientes (Cuassolo et al. 2021).

Los lagos proveen una gran cantidad de servicios ecosistémicos de abastecimiento, de regulación del agua o de culturales (Borja et al. 2012; Schallenberg et al. 2013). En este último aspecto se incluye a la recreación y el placer estético con beneficios físicos y mentales de la contemplación del ecosistema (Haines-Young 2018). En tal sentido, los lagos patagónicos poseen un valor turístico-recreativo fundamental para la región de la Patagonia andina. Sin embargo, el desarrollo turístico y el consiguiente incremento poblacional de ciudades costeras puede originar problemas como la eutrofización, la proliferación de cianobacterias tóxicas y el ingreso de metales pesados, plásticos, etc. (Dokulil 2014). Estos

problemas podrían interactuar o agravarse por otros eventos como, por ejemplo, las erupciones volcánicas y el cambio climático, que ofrecería condiciones favorables para el incremento de productores primarios (Modenutti et al. 2013b). Por otra parte, estas actividades también traerían aparejado profundas modificaciones de las costas, con la consiguiente pérdida de calidad como hábitat y de los servicios ecosistémicos que ellas brindan (Furgała-Selezniow et al. 2021).

El objetivo de este trabajo es desarrollar un índice de calidad de costas de lagos profundos patagónicos, de fácil aplicabilidad. Por esta razón, el índice propuesto está basado en parámetros paisajísticos y de urbanización. Los resultados de este índice se contrastaron con un relevamiento profundo de parámetros limnológicos de la costa del lago Nahuel Huapi. Se pretende establecer un índice de calidad ambiental de la costa de lagos profundos patagónicos para alertar y contribuir a establecer medidas que mitiguen el avance de la degradación de los ambientes costeros/litorales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El lago Nahuel Huapi se encuentra al norte de la Patagonia, entre los 40°41'39" S - 41°9'10" S y los 71°49'31" O - 71°9'00" O, dentro del Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. Posee una superficie de 557 km² y 464 m de profundidad máxima. Comprende una cuenca de 4260 km² y su línea de costa es de 463.3 km. Desagua en el Océano Atlántico a través del río Limay y luego por el río Negro. Su régimen térmico es monomítico cálido, con un período de estratificación térmica en verano (Baigún and Marinone 1995). Su transparencia es elevada, lo que ocasiona una zona eufótica muy amplia, de ~45 m de profundidad (Morris et al. 1995; Callieri et al. 2007; Modenutti et al. 2013a). La concentración de nutrientes es muy baja (fósforo total <5 µg/L, nitrógeno total <50 µg/L), lo que denota su nivel de ultra-oligotrofia (Markert et al. 1997; Díaz et al. 1998; Callieri et al. 2007).

El desarrollo de línea de costa (Timms 1992) es mayor a 4, lo cual indica su morfometría dendrítica, con una gran diversidad de costas en cuanto a su exposición al viento. El sustrato de las costas es, en general, bloque y canto rodado graníticos; sin embargo, según el grado

de exposición a los vientos, la pendiente de la costa y la proximidad a la desembocadura de tributarios se pueden depositar sedimentos más finos que, además, promueven el asentamiento de vegetación acuática litoral. El clima de la región es templado frío, con precipitaciones medias anuales desde 3000 mm al oeste a 200 mm al este (Paruelo et al. 1998), concentradas en otoño en forma de lluvias y en invierno como lluvias y nevadas. La vegetación de ribera está dominada al oeste por *Nothofagus dombeyi* (coihue) y arbustos como *Luma apiculata* (arrayán) y *Chusquea culeou* (caña coligüe). En el bosque de transición predominan las especies de hoja caduca como *N. antarctica* (ñire) y especies perennifolias como *Maytenus boaria* (maitén), *Lomatia hirsuta* (radal) y la conífera *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera) (Ezcurra and Brion 2005). Al este la vegetación es de estepa, con pocos árboles. Esta situación cambió drásticamente a finales del siglo XIX con el establecimiento de una colonia agrícola (Colonia Agrícola del Nahuel Huapi) (Biedma 1987), con impactos profundos en las riberas, tala de bosques, desmontes e introducción de especies exóticas.

Trabajo de campo

Se seleccionaron 29 sitios a lo largo del perímetro del lago (Figura 1). Estos sitios fueron seleccionados a partir de imágenes de Google Earth procurando incluir sectores urbanos, semiurbanos, de visita turística y más prístinos. Con el propósito de incluir estos diferentes sectores se utilizó un índice de urbanización (Tabla 1). Este índice fue desarrollado a partir del análisis de una foto satelital de la costa del lago Nahuel Huapi. Para ello se utilizó el programa QGIS y el complemento SCP (*Semi-Automatic Classification Plugin*) (Congedo 2021). Utilizando las bandas de 10 m de resolución (bandas 2, 3, 4 y 8) de una fotografía satelital Sentinel-2 (sentinel-hub.com) se realizó una clasificación supervisada semiautomática, en la que se distinguieron las estructuras urbanas (e.g., caminos, casas, rutas, muelles, etc.) en la zona de influencia de cada uno de los sitios de muestreo (50x100 m a 1 km). La zona de influencia se refiere a la franja acotada entre la línea de la costa (50 m) y una distancia que será determinada por el cambio de pendiente (que varió entre 100 m y 1 km). Sólo se tuvo en cuenta aquella área que tenga pendiente hacia

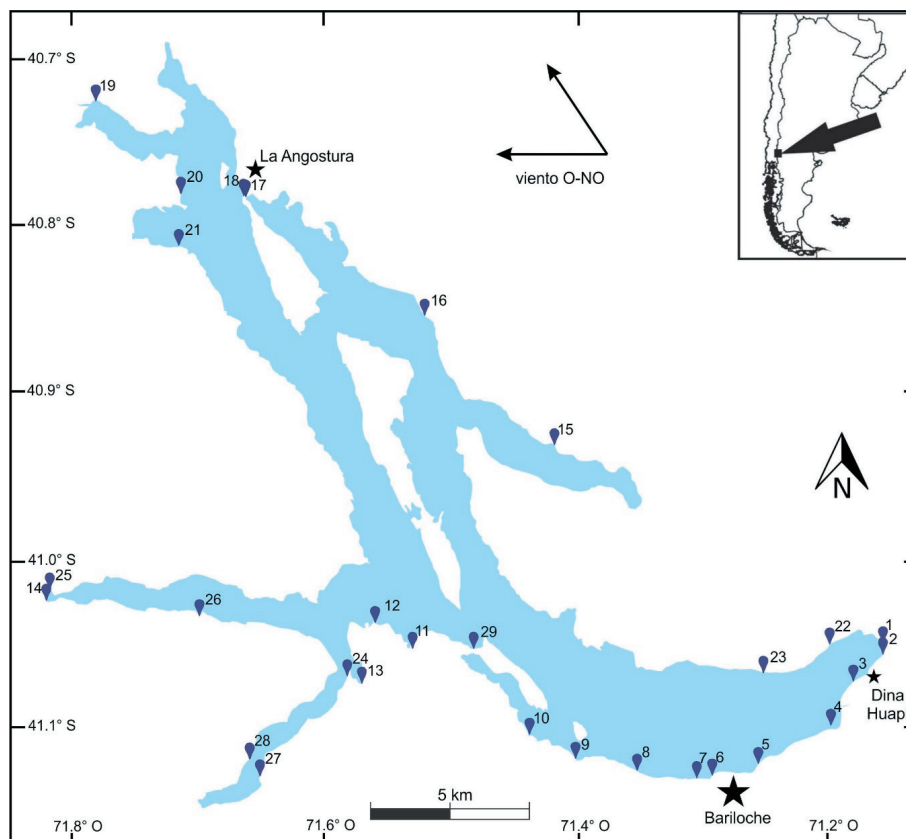


Figura. 1. Localización de los 29 sitios de muestreo y los principales centros urbanos en la costa del Lago Nahuel Huapi. Se muestra la dirección predominante del viento.

Figure 1. Sampling location of the 29 sites and main urban centers along lake Nahuel Huapi shoreline. Prevalent wind direction in Nahuel Huapi lake is shown.

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo y el índice de urbanización (en porcentaje).**Table 1.** Sampling site's location in Nahuel Huapi shore and urbanization index (in percentage).

Sitio	Latitud	Longitud	% urbanización	
1	Mirador	-41.0505	-71.1541	4.2
2	Limay	-41.0573	-71.1539	26.1
3	Aeródromo	-41.0737	-71.1778	34.0
4	Costa del Sol	-41.1002	-71.1954	10.6
5	Planta depuradora	-41.1233	-71.2537	72.3
6	Playa Centenario (A° Ñireco)	-41.1303	-71.2904	67.1
7	A° Sin Nombre (centro Bariloche)	-41.1319	-71.3028	71.7
8	Club Náutico	-41.1275	-71.3503	15.2
9	Playa Bonita	-41.1203	-71.3994	9.7
10	Playa Serena	-41.1058	-71.4361	4.4
11	Puerto Pañuelo	-41.054	-71.5294	4.2
12	Tacul	-41.0385	-71.5594	0.1
13	Bahía López	-41.0749	-71.5702	2.9
14	Blest	-41.025	-71.8222	0.1
15	Playa Camping Don Horacio	-40.9311	-71.4162	0.9
16	A° Ragintuco	-40.8547	-71.519	0.8
17	Bahía Mansa	-40.7842	-71.6599	0.6
18	Bahía Brava	-40.7837	-71.6617	0.6
19	A° Totoral	-40.7265	-71.7797	0.0
20	Frente a la Brava	-40.7823	-71.7119	0.0
21	Brazo machete	-40.8139	-71.7134	0.0
22	Enfrente Las Chacras	-41.0685	-71.2493	0.0
23	Enfrente Dina	-41.0514	-71.1965	0.0
24	Boca Brazo Tristeza-Blest	-41.0707	-71.5819	0.0
25	Blest Cántaros	-41.0181	-71.8194	0.0
26	Isla Mellizas – Brazo Blest	-41.0343	-71.7	0.0
27	Tristeza E	-41.1307	-71.6515	0.0
28	Tristeza O	-41.1207	-71.6596	0.0
29	Península San Pedro	-41.0539	-71.4807	8.3

la costa. El porcentaje de píxeles de cada zona muestreada ocupada por estructuras urbanas se determinó como el índice de urbanización (0 y 100) (Tabla 1).

Los muestreos se realizaron por única vez en febrero 2020. En cada sitio se registró la presencia efectiva de muelles, rampas, espigones, muros de contención, parqueizaciones, caminos y casas. En el lago, a 5 m de la costa, se registró la temperatura, la conductividad y la concentración de oxígeno disuelto, y se obtuvieron muestras de agua en recipientes de 3 L por duplicado para cuantificar nutrientes (fósforo [P] y nitrógeno [N]) y carbono orgánico disuelto (COD). De cada sitio se extrajeron 3 rocas de ~20 cm de diámetro (en tres puntos distintos de la costa separados entre sí ~20 m) para cuantificar la biomasa de productores primarios (biomasa del perifiton), y se registró la presencia de crecimientos masivos de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata*. Cada roca fue transportada individualmente al laboratorio en bolsas de plástico con cierre hermético, en condiciones de oscuridad y con aislamiento

térmico, para ser luego procesadas. Por último, se tomaron al azar 3 muestras de sedimento sobre la línea de costa (~1 kg cada una), que fueron transportadas al laboratorio en bolsas individuales para determinar y cuantificar la presencia de materiales de origen antrópico (plásticos y vidrios).

En cada sitio se determinó también la presencia de plantas exóticas y nativas. A lo largo de 200 m de la costa se establecieron 3 transectas perpendiculares a la línea de costa, en las que se registró la presencia de a) plantas sumergidas (presencia/ausencia de plantas macrófitas), y b) plantas de ribera (zona de bosque lindero a la zona de orilla).

Determinación de nutrientes, biomasa del perifiton y cuantificación de la basura

El fósforo total disuelto (PTD) y el nitrógeno total disuelto (NTD) se determinaron en agua de lago filtrada por filtros de fibra de vidrio GF/F. Para determinar el PTD, las muestras se digirieron con persulfato de potasio a 125 °C a 1.5 atm durante 1 h. Las concentraciones se

determinaron con el método del molibdeno-ascórbico reducido (APHA 2005). La concentración de NTD se determinó con el accesorio TN-M1 en el analizador Shimadzu TOC V-CSH. La concentración de COD se midió en 50 mL de agua de lago filtrada por filtros de fibra de vidrio previamente calcinados, usando un analizador Shimadzu (TOC V-CSH).

En el laboratorio se obtuvo el perifiton mediante raspado de cada roca con un cepillo y enjuague con agua destilada. El volumen final se lo relacionó a las 2/3 partes de la superficie total de la roca (Biggs and Close 1989), estimada a partir de las longitudes de los tres ejes principales (Graham et al. 1988). Para determinar la clorofila a (Cla) se filtró un volumen conocido de la suspensión de perifiton obtenida anteriormente, con filtros de fibra de vidrio (GF/F). La extracción de la clorofila a se realizó con etanol 90% en caliente (Nusch 1980), y se midió con fluorómetro (10-AU *Turner design*) previamente calibrado con espectrofotómetro.

Para estimar la cantidad de basura en los sedimentos costeros, las 3 muestras de sedimento se secaron en el laboratorio a temperatura ambiente por una semana. Luego, fueron tamizadas en batería de tamices desde 10 a 0.5 mm para detectar, separar, clasificar y pesar restos plásticos, vidrios y otros materiales de origen antrópico.

Cálculo del efecto del viento

En cada uno de los sitios muestreados se analizó el *fetch*, que es una medida de distancia de exposición al viento sobre aguas abiertas sin interrupciones. Esta medida estima de manera indirecta la fuerza erosiva del oleaje que puede limitar el crecimiento de algas por el efecto erosivo de las olas. Para la determinación de la dirección del viento se utilizaron los datos de la estación meteorológica del aeropuerto de San Carlos de Bariloche (ID: 87765, Bariloche Aero), obtenidos a partir del Centro de Información Meteorológica del Servicio Meteorológico Nacional. Los datos considerados son aquellos de una velocidad mayor a 20 km/h durante el período 2013-2021, ya que a partir de dicha velocidad, el efecto erosivo puede reducir el establecimiento y el crecimiento de algas (Wetzel 2001). En cuanto a la dirección del viento, el 95.15% proviene de la dirección O-NO (236.25° a 326.25°) (Figura 1).

Índice de calidad de costas

Este índice fue desarrollado en base a Munné et al. (2003), Furgata-Selezniew et al. (2021), Correa (2009), Romanelli y Massone (2016) y Wehrly et al. (2012). Se establecieron 5 componentes en el índice (Tabla 2), computados por medio de fotos satelitales y de los muestreos ya mencionados. El primer componente (construcciones en la línea de costa, CC) está relacionado con la construcción y el uso de la línea de costa, principalmente con la actividad náutica. El segundo componente (construcción en terrenos costeros, CT) considera a las construcciones hasta 100 m de la costa. Se hizo hincapié en la ocupación habitacional de los terrenos y en el acceso a tratamiento cloacal. No se considera tratamiento cloacal a pozos ciegos ni lechos nitrificantes. El componente 'recreación' (R) incluye actividades que no están relacionadas con la náutica, sino preponderantemente con el camping. El componente 'uso y modificación de la tierra' (UT) agrupa las alteraciones y usos de la tierra que ocurren hasta 100 m de la línea de la costa. La puntuación en este grupo tiene en consideración el tratamiento de desechos cloacales, la producción de lixiviados y la generación de materia orgánica. Por último, el componente 'vegetación costera' (V) pone en foco el efecto de la invasión de especies exóticas y el desmalezamiento.

Finalmente, para poder cuantificar el estado de la costa se adjudicaron coeficientes de importancia relativa de los componentes. El valor final del índice surge de la suma de los productos de cada componente por su coeficiente. El índice queda expresado como:

$$\text{Índice calidad de costas} = 2 * CC + 5 * CT + 0.25 * R + 0.25 * V + 2.5 * UT$$

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 100. Consideramos los siguientes rangos: 0-10 pristino, 11-30 natural/rural con pocas intervenciones, 31-50 moderadamente intervenido, 51-70 semiurbano intervenido y 71-100 urbano fuertemente intervenido.

Análisis estadístico

Las variables estimadas en el laboratorio (PTD, NTD, clorofila ajustada por el *fetch*) se usaron para validar el índice propuesto. Para ello se realizó un ajuste entre estas variables y el índice de costas utilizando modelos aditivos generalizados (*generalized additive models*, GAM). El análisis GAM (Wood 2008; Wood

Tabla 2. Componentes del índice de costas y puntaje relativo a cada ítem.**Table 2.** Components of the shore quality index and the score of each item.

Componente	Descriptor	Puntaje
Construcción en línea de costa (CC)	Natural, sin construcciones	0
	Presencia de caños en costas (toma de agua)	1
	Amarraderos, bajadas de lanchas de tierra	2
	Bajada (rampas) de cemento para lanchas con o sin amarraderos	3
	Muelle o espigón con modificación de costa (tipo rompeolas)	4
	Marina*	5
Construcción en terrenos costeros (CT)	Natural, sin construcciones	0
	Rutas, caminos con terraplenes, 1-4 casas unifamiliares/ha	2
	Emprendimiento turístico, centro turístico-recreacional con tratamiento cloacal/De 5 a 10 casas unifamiliares/ha sin tratamiento cloacal/Casa unifamiliar bajo la línea de ribera	3
	Emprendimiento turístico, centro turístico-recreacional sin tratamiento cloacal	5
	Conglomerado urbano (+10 casas por ha), presencia de edificios, sin tratamiento cloacal	8
	Ciudad (>10000 habitantes)	10
Recreación (R)	Natural, sin alteraciones	0
	Playa recreativa, camping agreste sin fuego	2
	Parquizaciones y canchas de actividades recreativas <2 ha (e.g., fútbol)	4
	Camping diurno con fuego	6
	Parquizaciones y canchas >2 ha (e.g., cancha de golf)	8
	Camping con acampe y fuego	10
Uso y modificación de la tierra (UT)	Ninguna	0
	Actividades rurales (viveros, plantaciones forestales)	4
	Desembocadura río proveniente de ciudad/actividades agropecuarias	6
	Emprendimientos acuícolas	8
	Industrias alimenticias	9
Vegetación costera (V)	Basurero	10
	Vegetación nativa, sin alteraciones	0
	Vegetación nativa y presencia de exóticas (hasta 15% de exóticas)	4
	Vegetación nativa y presencia de exóticas (15% a 30% de exóticas)	6
	Vegetación nativa y presencia de exóticas (30% a 60% de exóticas)	8
	Predominio de exóticas (>60% de exóticas); incluye desmalezamiento de costa	10

*Clubes náuticos convencionales (con escollera, muelles de espigón, etc.) y amarraderos con/sin muelle en donde las embarcaciones (>40) se encuentran amarradas a boyas

2017) permite manejar relaciones no lineales entre la variable respuesta y el conjunto de variables explicativas (Guisan et al. 2002). Una ventaja de GAM sobre las técnicas de regresión tradicionales es que GAM no requiere una especificación *a priori* de la forma de la relación entre variables dependientes e independientes (Wood 2008). La complejidad de la función de suavizado se decidió mediante una rutina de validación cruzada automática utilizando el paquete mgcv de R (R Core Team 2019). La no linealidad se evaluó a través de los grados de libertad, siendo igual a 1 para relaciones lineales y mayores a 1 con relaciones no lineales (Wood 2008). En todos los casos, los GAM ajustados se estimaron utilizando procedimientos de selección de suavizado basados en la máxima verosimilitud, en particular la máxima verosimilitud restringida (REML).

RESULTADOS

A lo largo de la costa del lago Nahuel Huapi, la temperatura, la conductividad y el oxígeno disuelto no mostraron diferencias significativas. La temperatura tuvo un promedio de 15.4 °C (con un rango entre 16.9 y 12.4 °C), mientras que la conductividad promedio fue 34.09 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (entre 40.4 y 25.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el oxígeno disuelto fue 9.86 mg/L (con una variación entre 10.8 y 9.1 mg/L). Sin embargo, observamos variaciones importantes en los parámetros de calidad como concentración de nutrientes y biomasa de productores primarios perifíticos. En general, puede observarse que los mayores valores de estas variables se registran en las zonas costeras de la ciudad de San Carlos de Bariloche (Figura 2). Resultados similares también se observan en la cantidad de

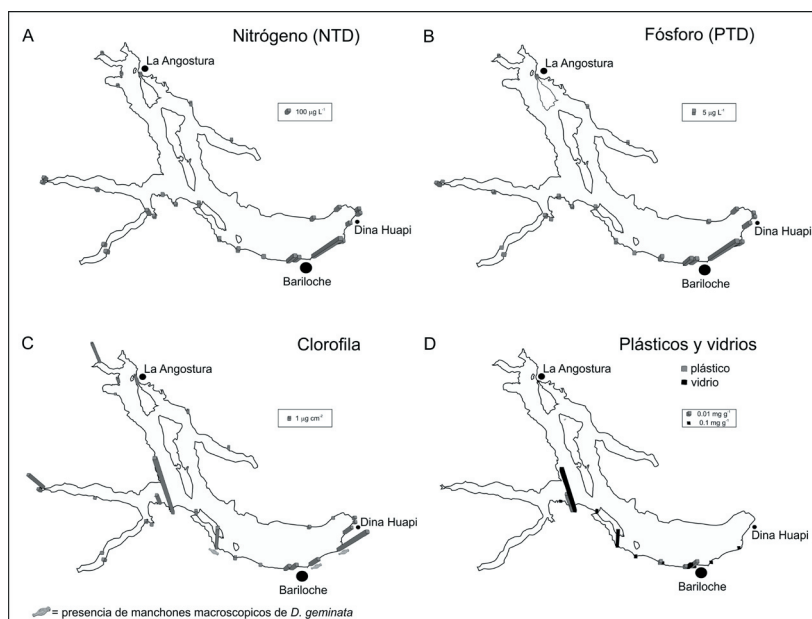


Figura 2. Concentración de nitrógeno (NTD, µg/L), fósforo (PTD, µg/L) y clorofila a (mg/m³), y presencia de plásticos y vidrios en los sitios muestreados en la costa del lago Nahuel Huapi.

Figure 2. Nitrogen (TDN, µg/L), phosphorus (TDP, µg/L) and chlorophyll a concentration (mg/m³), and presence of plastics and glasses in Nahuel Huapi lake sampling sites.

Tabla 3. Índice de calidad de costas de cada uno de los sitios costeros analizados en el lago Nahuel Huapi. Componentes del índice: (CC) construcción en línea de costa, (CT) construcción en terrenos costeros, (R) recreación, (V) vegetación costera y (UT) uso y modificación de la tierra. Debajo de cada componente se muestra el coeficiente de importancia relativa. Escala índice de costas: 0-10 pristino (celeste), 11-30 pocas intervenciones (verde), 31-50 moderadamente intervenido (amarillo), 51-70 intervenido (naranja) y 71-100 fuertemente intervenido (rojo).

Table 3. Shore quality index score for the Nahuel Huapi lake sampling sites. Components: (CC) shoreline construction, (CT) construction on coastal land, (R) recreation, (V) coastal vegetation, and (UT) land use and modification. Below each component is the relative importance coefficient. Coast quality index scale: 0-10 pristine (light blue), 11-30 few interventions (green), 31-50 moderately intervened (yellow), 51-70 intervened (orange) and 71-100 heavily intervened (red).

n°	Referencia sitio	CC (2)	CT (5)	R (0.25)	V (0.25)	UT (2.5)	Índice
1	Mirador	0	2	2	8	0	12.5
2	Limay (Policía)	2	3	2	8	0	21.5
3	Aeródromo	2	3	4	8	4	32
4	Costa del Sol (Policía)	2	3	4	8	4	32
5	Planta depuradora	1	8	8	10	6	61.5
6	Playa Centenario (Ñireco)	2	10	2	10	6	72
7	Arroyo Sin Nombre (Centro)	10	10	2	10	6	88
8	Club Náutico	5	8	2	10	0	53
9	Playa Bonita	2	5	2	10	0	32
10	Playa Serena	2	5	2	8	9	54
11	Puerto Pañuelo (Llao-Llao)	10	8	8	8	0	64
12	Tacul	2	2	2	8	0	16.5
13	Bahía López	5	5	2	4	0	36.5
14	Blest	10	3	2	8	0	37.5
15	Arroyo Península Huemul	2	0	10	8	0	8.5
16	Arroyo Ragintuco	2	0	10	6	0	8
17	Bahía Mansa	0	2	2	10	0	13
18	Bahía Brava	10	5	2	8	0	47.5
19	Arroyo Totoral	2	0	10	4	0	7.5
20	Frente a la Brava	0	0	0	6	0	1.5
21	Brazo Machete	0	0	0	6	0	1.5
22	Enfrente Las Chacras	0	0	10	4	0	3.5
23	Enfrente Dina	0	0	10	4	0	3.5
24	Brazo Tristeza	0	0	0	0	0	0
25	Blest Cantaros	10	0	0	0	0	20
26	Blest-Mellizas	0	0	0	0	0	0
27	Tristeza E	0	0	0	0	0	0
28	Tristeza O	0	0	0	0	0	0
29	Península San Pedro	1	3	2	8	0	19.5

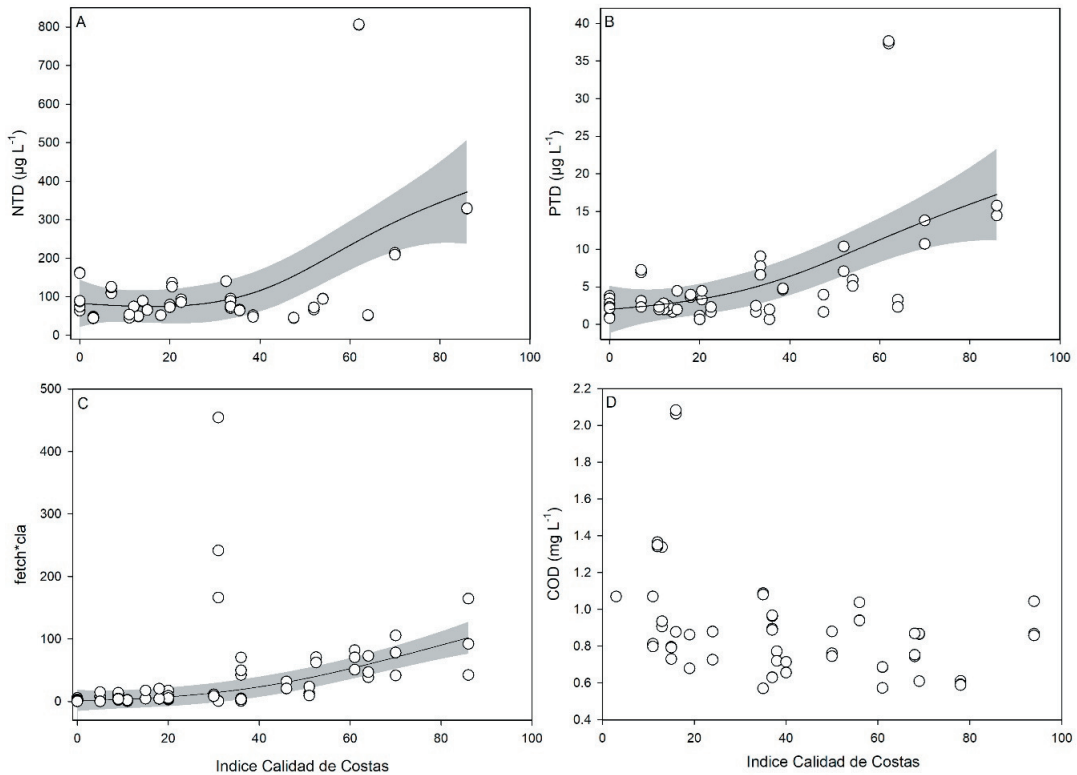


Figura 3. A) Concentración de nitrógeno total disuelto, B) fósforo total disuelto, C) clorofila (corregido por el fetch), y D) carbono orgánico disuelto, en función del índice de calidad de costas. Regresión (línea sólida) obtenida por análisis GAM (ver Tabla 3 para detalles). El área gris indica el intervalo de 95% de confianza.

Figure 3. A) dissolved nitrogen, B) dissolved phosphorus, C) chlorophyll, and D) dissolved organic carbon concentration, as a function of the quality index. Regression fit (solid line) obtained by GAM (see Table 3 for details). The grey area indicates the 95% confidence interval.

basura y en la distribución del alga invasora *Didymosphenia geminata* (Figura 2).

En el lago Nahuel Huapi, el índice de calidad de costas propuesto de los sitios muestreados varía entre 0 y 86 (Tabla 3). Los valores más altos registrados (70 y 86) se encuentran localizados en las costas de la ciudad de San Carlos de Bariloche, mientras que los más bajos (0 y 3) se encuentran en zonas más alejadas correspondiendo a los Brazos Tristeza, Blest y Machete.

El índice propuesto incluye varios componentes, por lo cual se espera evaluar acciones más sutiles que la simple urbanización del terreno. La respuesta del índice a los diferentes deterioros de la costa se basó en correlacionar estadísticamente sus valores con las variaciones en parámetros como nutrientes y biomasa de productores, que son normalmente referenciados como indicadores del deterioro. Las variables analizadas (PTD, NTD y Cla) mostraron una relación positiva y significativa con el

índice propuesto, lo que indica que el mismo señalaría cambios relevantes en la calidad de agua costera. Los nutrientes (NTD y PTD) mostraron una relación positiva con el índice propuesto (Figura 3), con buenos ajustes con el modelo GAM utilizado (Tabla 4). En ambos casos se puede observar que existen puntos muy alejados que corresponden a los sitios próximos a la planta de tratamiento de líquidos cloacales, donde la concentración de nutrientes fue máxima. Por otra parte, no se observaron patrones específicos entre la concentración de COD y el índice propuesto (Figura 3). La concentración de COD se mantuvo por debajo de los 1.4 mg/L con un solo registro de 2 mg/L.

Con respecto a la concentración de clorofila a sobre sustrato rocoso, las relaciones no siempre son lineales con los nutrientes dado que se observó una fuerte dependencia con la exposición al viento. Por ello se la corrigió por el *fetch* calculado para cada sitio (Figura 2). En este caso, nuevamente se observaron resultados similares a aquellos de los nutrientes, aunque

Tabla 4. Resultados del análisis GAM para los parámetros medidos en campo (NTD, PTD y Cla**fetch*) en función del índice de calidad de costas. Las variables con influencias significativas se indican mediante $P < 0.001^{***}$. Dev.expl (%): desviación explicada.

Table 4. Summary of GAM analysis of limnological parameters (TDN, TDP and Cla**fetch*) as a function of the shore quality index. Variables with significant influences are indicated by $P < 0.001^{***}$. Dev.expl (%): deviance explained.

Parámetro	Término suavizado		Modelo
	Índice de calidad (valor F)	r ² -adj	
NTD	34.35 ^{***}	0.78	79.5
PTD	20.15 ^{***}	0.57	59.7
Cla* <i>fetch</i>	71.8 ^{***}	0.70	70.9

Tabla 5. Índice de calidad de costas: extensión (en km) en el lago Nahuel Huapi de cada categoría.

Table 5. Coast quality index length (km) in Nahuel Huapi lake.

Estado de las costas	Km de costa	% de costa	Rangos del índice propuesto
Prístino	342.81	74.03	0-10
Natural/rural con pocas intervenciones	29.96	6.46	11-30
Moderadamente intervenido	76.33	16.48	31-50
Semiurbano intervenido	4.80	1.04	51-70
Urbano fuertemente intervenido	9.23	1.99	71-100

con mayores desvíos debido, por ejemplo, a la colonización por *D. geminata*.

Finalmente, basándonos en el índice de calidad de costas propuesto y su relación con los parámetros limnológicos analizados, se observa que el lago Nahuel Huapi presenta en su gran mayoría costas prístinas. Sólo un 2% está fuertemente intervenido y un 17%, intervenido (Tabla 5).

DISCUSIÓN

En este trabajo analizamos las costas del lago Nahuel Huapi, donde determinamos diferentes niveles de antropización que relacionamos con parámetros limnológicos básicos para establecer un índice de la calidad ambiental

de las costas. Debido a la gran cantidad de servicios ecosistémicos que brindan los lagos (Schallenberg et al. 2013), en general, son áreas cuyas riberas rápidamente son colonizadas por poblados. En tal sentido, desde fines del siglo XIX comenzó la colonización de la comarca del lago Nahuel Huapi (Biedma 1987); seguramente, este proceso afectó a sus costas, con la consecuencia actual que vemos en la antropización y en el índice de calidad desarrollado. Desde el punto de vista histórico, el arribo al lago Nahuel Huapi de pobladores desde Buenos Aires o desde Chile se afianza con tres políticas que pronto entran en conflicto y quedan reflejadas en la situación que hoy observamos en este estudio en sus costas: la agrícola, la turística y la reserva natural (Biedma 1987).

En el índice propuesto ponderamos estas actividades, procurando establecer cómo se relacionan con la situación costera y de qué manera se vinculan con parámetros limnológicos costeros utilizados para evaluar la calidad ambiental. En ese sentido, el índice propuesto resultó muy útil, obteniéndose mejores ajustes con las variables concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo total disuelto) y con la clorofila a periférica que con un simple cálculo de urbanización. Esto significa que el índice pondera otros factores que han modelado a las costas del lago Nahuel Huapi, reflejando el servicio ecosistémico turístico que brinda el cuerpo de agua. A esto se suma su facilidad de aplicación, que lo hace de suma utilidad para oficinas de control y gestión costera de estos lagos.

Si analizamos el desarrollo en la costa del lago Nahuel Huapi, observamos que en el mismo operaron factores históricos. El desarrollo agrícola trajo aparejado una gran utilización de la cuenca con el propósito inicial de desarrollar la Colonia Agrícola Pastoral Nahuel Huapi (Decreto Nacional de 1902) (Matossian 2012), realizándose con este propósito talas y modificaciones en el uso de la tierra. En este sentido, el 85% del perímetro del lago Nahuel Huapi fue incluido en la colonia agrícola, quedando fuera de estos límites el Brazo Tristeza y el Brazo Blest, que curiosamente aún hoy poseen niveles altos de calidad de costas (Tabla 3).

El desmonte y la tala con posteriores nuevos usos de la tierra suelen ir asociados con la introducción de especies exóticas, algunas de ellas muy invasoras (Murphy and Romanuk 2014; Newbold et al. 2015). Por

ello, el índice de calidad costero propuesto considera el aumento en la frecuencia de especies exóticas. En el Parque Nacional Nahuel Huapi, el 25% de la flora terrestre fue identificada como especies exóticas (Ezcurra and Brion 2005), y Speziale y Ezcurra (2011) hallaron que el proceso de invasión en la región está influenciado tanto por el gradiente de precipitaciones como por la distancia a los centros urbanos y los disturbios antrópicos. En particular, en humedales cercanos a la ciudad de San Carlos de Bariloche, Cuassolo y Díaz Villanueva (2019) encontraron una relación positiva entre el porcentaje de especies exóticas y la cercanía al centro urbano. Por otra parte, las plantaciones de pinos que se realizan en terrenos más esteparios o en sectores del bosque de ciprés de la cordillera (*A. chilensis*) pueden desencadenar procesos de invasión en los sistemas naturales contiguos a las plantaciones (Sarasola et al. 2006; Martyniuk et al. 2014). El ingreso de especies exóticas implica también cambios en la materia orgánica que ingresa a los ambientes acuáticos, y pueden tener profundos efectos en niveles tróficos superiores (Albariño and Balseiro 2002), alterando profundamente las tasas de descomposición (Cuassolo et al. 2021). En tal sentido, recientemente se observó que el ingreso de una geófita exótica puede acelerar las tasas de descomposición de la materia orgánica riparia en comparación con las nativas *Scirpus californicus* y *N. dombeyi* (Cuassolo et al. 2020, 2021). Por lo tanto, la presencia de plantas exóticas puede tener efectos que incluyen cambios en los ingresos de nutrientes y del carbono orgánico disuelto que alterarán las relaciones estequiométricas del ecosistema (Callaway et al. 2002; Cuassolo et al. 2012).

El bosque nativo tiene mayor capacidad de retener agua (Cellini et al. 2013) que las forestaciones exóticas (Oyarzun et al. 2007), por lo cual el desmonte y el cambio en el uso de la tierra modificarán las condiciones de escorrentía hacia el lago (Mao and Cherkauer 2009; Cooper et al. 2013). El resultado del aumento de la escorrentía a causa del desmonte se hace más notorio luego de una tormenta, cuando los ríos acarrearán grandes cantidades de sólidos en suspensión, que al ingresar al lago provocan ingreso de materiales (materia orgánica, formas de N y P) y una alteración en la transparencia. Este fenómeno en interacción con el cambio climático ya fue mencionado como una de las causas más importantes del 'amarronamiento' de los lagos (Kritzberg

2017). Durante este proceso, el lago recibe un mayor aporte de materia orgánica de color marrón amarillento proveniente del suelo, lo que provoca cambios notables en el funcionamiento de sus comunidades (Bastidas Navarro et al. 2021). Resulta clave mencionar que este efecto aún no fue detectado en el lago Nahuel Huapi, ya que la concentración de COD resultó sin variaciones significativas en los 29 sitios muestreados; sin embargo, otros elementos como N y P presentaron incrementos significativos en las cercanías a la ciudad de San Carlos de Bariloche (Figura 2).

El modelo de desarrollo turístico que se genera a partir del siglo XX (Matossian 2012) estimuló que los primeros poblados se convirtieran en grandes ciudades patagónicas. En particular, en el lago Nahuel Huapi se encuentran las ciudades de San Carlos de Bariloche y Dina Huapi, en la orilla sur, y la ciudad de Villa La Angostura en la orilla norte. Si bien no hay actividades industriales muy desarrolladas, la actividad turística puede tener un gran impacto sobre las costas de los lagos (Furgata-Selezniow et al. 2021). En tal sentido, el incremento del número de habitantes trajo aparejado no sólo el mayor uso de agua sino el ingreso de efluentes cloacales. En este estudio observamos que la mayor concentración de nutrientes se relaciona de manera directa con sectores de mayor urbanización, donde además se observan los mayores deterioros ambientales. La ciudad de San Carlos de Bariloche registró un incremento (según los censos del INDEC) de 16000 habitantes en 1960 a más de 120000 en la actualidad. Al mismo tiempo, el ingreso turístico creció a más de 700000 turistas por año. El centro urbano cuenta desde 1995 con una Planta de Tratamiento Terciario de Líquidos Cloacales que recibe las aguas residuales de ~60% de la población. Si bien existe una reducción considerable (>50%) de los nutrientes, es claro que en las cercanías de la Planta de Tratamiento (sitio 5), el nivel de nutrientes como P y N se incrementa (Figura 3). En ese sentido, sería esperable un aumento de la concentración de clorofila en estos sectores. Sin embargo, estos valores se ven afectados por la acción del viento, ya que en ese sector, el lago posee máximas exposiciones a la acción del viento en áreas libres de islas y penínsulas. Por esta razón optamos por estandarizar la concentración de clorofila a con el *fetch*, y se logró así un buen ajuste con el índice propuesto. Por esta razón, en sectores

costeros, la mayor concentración de nutrientes se relaciona con la mayor biomasa (clorofila a) de los productores primarios. No obstante, ante concentraciones intermedias a bajas de nutrientes, pero en ambientes poco expuestos al viento (como bahías cerradas, sitio 11), la acumulación de biomasa también puede verse favorecida. Es necesario destacar que en un lago con una superficie amplia como la del Nahuel Huapi (557 km²), la concentración de clorofila varía muchísimo si se toma en sectores costeros o en sectores pelágicos del cuerpo de agua (Stadig et al. 2019). En una columna de agua profunda, como es el caso de este lago, estos efectos se ven disminuidos por la complejidad de procesos que ocurren en ella. En tal sentido, el lago Nahuel Huapi posee una importante reserva de oxígeno hipolimnética (aguas más frías, 7 °C y gran volumen, 150 m de profundidad media); esto ocasiona que los nutrientes, sobre todo el fósforo, quede retenido en los sedimentos (Wetzel 2001; Moss 2009). Esta situación ocasiona que los efectos del incremento de nutrientes en la columna de agua sean aún parciales. Sin embargo, se debería dedicar una atención especial a continuar con la implementación de plantas depuradoras que impidan el ingreso de efluentes en crudo; éstos, al interactuar, además, con la elevación de temperatura por el cambio climático, podrá provocar graves efectos en zonas pelágicas del cuerpo de agua, incluyendo la modificación de su estado trófico.

Otro impacto muy importante que resultó de la actividad turística es la contaminación por plata (Ag), producto del revelado fotográfico. Si bien esta práctica cayó en desuso en las últimas dos décadas, su impacto pasado quedó registrado en los sedimentos (Rizzo et al. 2010). Por otra parte, la acumulación de basura en las costas y, en particular, la presencia de plásticos, debería generar alarma por su potencial efecto deletéreo en la biota acuática. La degradación física de los plásticos genera micropartículas que ingresan en los microorganismos y se propagan a lo largo de la cadena trófica, bioacumulándose

y biomagnificándose (Burns and Boxall 2018; Lehel and Murphy 2021). En este estudio se registró una mayor acumulación de residuos en sectores más urbanizados, lo que confirma que en las costas de los lagos, la mayor concentración de microplásticos refleja los diferentes usos de la tierra (Tanentzap et al. 2021).

Las situaciones mencionadas (ingreso de efluentes y contaminación por metales pesados y microplásticos) indican que las actividades que remuevan sedimentos provocarán serios problemas costeros, incluyendo el aumento de las concentraciones de nutrientes y metales pesados. Esto afectará, obviamente, a las comunidades acuáticas, con la proliferación de cianobacterias potencialmente tóxicas y el deterioro de la calidad de agua en general.

Las modificaciones de origen antrópico que se realizaron en las costas del lago Nahuel Huapi incluyen, además del establecimiento de ciudades, la construcción de muelles y murallas de contención, el dragado, la tala y el desmonte, con las consiguientes modificaciones en el uso de la tierra. A primera vista, estas actividades pueden resultar inocuas o pasar desapercibidas, pero se extienden de manera sostenida y continuada en una gran proporción del perímetro del lago. En el índice propuesto, son tenidas en cuenta y presentan un buen ajuste con los parámetros limnológicos analizados, por lo cual consideramos que el índice de calidad de costas posee una aplicación amplia a los lagos glaciares patagónicos donde la actividad turística es un ingreso económico clave gracias al servicio ecosistémico que estos ambientes acuáticos proveen.

AGRADECIMIENTOS Este trabajo fue apoyado por el Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica Argentina (FONCyT), (PICT 2017-1940 y PICT 2018-1563) y la Universidad Nacional del Comahue (B236). Agradecemos a la Administración del Parque Nacional Nahuel Huapi por la autorización para realizar este estudio.

REFERENCIAS

- Albariño, R. J., and E. G. Balseiro. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12:181-192. <https://doi.org/10.1002/aqc.511>.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, AWWA, Washington D.C., USA.
- Baffico, G. D. 2001. Variations in the periphytic community structure and dynamics of Lake Nahuel Huapi (Patagonia, Argentina). *Hydrobiologia* 455:79-85. <https://doi.org/10.1023/A:1011991402794>.

- Baigún, C., and M. C. Marinone. 1995. Cold-temperate lakes of South America: do they fit Northern hemisphere models? *Archiv für Hydrobiologie* 135:23-51. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/135/1995/23>.
- Barbour, M., J. Gerritsen, B. Snyder, and J. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and river: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and fish, EPA.
- Barriga, J., M. Battini, M. García-Asorey, C. Carrea, P. Macchi, and V. Cussac. 2012. Intraspecific variation in diet, growth, and morphology of landlocked *Galaxias maculatus* during its larval period: the role of food availability and predation risk. *Hydrobiologia* 679:27-41. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0849-3>.
- Bastidas Navarro, M., L. Schenone, N. Martyniuk, E. Vega, B. Modenutti, and E. Balseiro. 2021. Predicting dissolved organic matter lability and carbon accumulation in temperate freshwater ecosystems. *Ecosystems* 25(4):795-811. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00682-0>.
- Beeton, A. M. 2002. Large freshwater lakes: present state, trends, and future. *Environmental Conservation* 29:21-38. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000036>.
- Beeton, A. M., and W. T. Edmondson. 1972. The eutrophication problem. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 29: 673-682. <https://doi.org/10.1139/f72-113>.
- Biedma, J. M. 1987. Crónica histórica del lago Nahuel Huapi. Editorial Del Nuevo Extremo.
- Biggs, B. J. E., and M. E. Close. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flow and nutrients. *Freshwater Biology* 22:209-231. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01096.x>.
- Borja, C., M. Florin Beltran, and A. Camacho. 2012. Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España.
- Brezonik, P. L., R. W. Bouchard Jr., J. C. Finlay, C. G. Griffin, L. G. Olmanson, J. P. Anderson, W. A. Arnold, and R. Hozalski. 2019. Color, chlorophyll a and suspended solids effects on Secchi depth in lakes: implications for trophic state assessment. *Ecological Applications*:e01871. <https://doi.org/10.1002/eap.1871>.
- Brönmark, C., and L.-A. Hansson. 2017. The biology of lakes and ponds. Third Edition. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198713593.001.0001>.
- Burns, E. E., and A. B. Boxall. 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology Chemistry* 37:2776-2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>.
- Callaway, R. M., R. W. Brooker, P. Choler, Z. Kikvidze, C. J. Lortie, R. Michalet, L. Paolini, F. I. Pugnaire, B. Newingham, and E. T. Aschehoug. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417:844-848. <https://doi.org/10.1038/nature00812>.
- Callieri, C., R. Bertoni, M. Contesini, and F. Bertoni. 2014. Lake level fluctuations boost toxic cyanobacterial "oligotrophic blooms". *PLoS ONE* 9:e109526. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109526>.
- Callieri, C., B. E. Modenutti, C. Queimaliños, R. Bertoni, and E. G. Balseiro. 2007. Production and biomass of picophytoplankton and larger autotrophs in Andean ultraoligotrophic lakes: Differences in light harvesting efficiency in deep layers. *Aquatic Ecology* 41:511-523. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9125-z>.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22:361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Cellini, J. M., G. Martínez Pastur, R. M. Soler Esteban, M. D. Barrera, and M. V. Lencinas. 2013. Retención variable en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. and Endl.) Krasser en Patagonia Sur: estructura forestal, estabilidad estructural y regeneración. *Revista Forestal Yviraretá* 20:40-47.
- Congedo, L. 2021. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software* 6:3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>.
- Cooper, S. D., P. S. Lake, S. Sabater, J. M. Melack, and J. L. Sabo. 2013. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia* 719:383-425. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1333-4>.
- Correa, N. R. 2009. Evolución de las Líneas de Ribera y del Camino Público por Efecto de los Cambios Regionales. Pp. 1-20 *en* Cuarto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, Ríos, Salta, Argentina.
- Cuassolo, F., E. G. Balseiro, and B. E. Modenutti. 2012. Alien vs. native plants in a Patagonian wetland: elemental ratios and ecosystem stoichiometric impacts. *Biological Invasions* 14:179-189. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9995-9>.
- 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>.
- Cuassolo, F., V. Díaz Villanueva, and B. Modenutti. 2020. Litter decomposition of the invasive *Potentilla anserina* in an invaded and non-invaded freshwater environment of North Patagonia. *Biological Invasions* 22:1055-1065. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02155-x>.
- Cuassolo, F., V. Díaz Villanueva, and B. Modenutti. 2021. Low-decomposition rates of riparian litter in a North Patagonian ultraoligotrophic lake. *Limnologica* 90:125906. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125906>.
- del Tanago, G., and D. G. de Jalón. 2004. Hierarchical Classification of Rivers: A proposal for eco-geomorphic characterization of Spanish rivers within the European Water Frame Directive. Fifth International Symposium on Ecohydraulics. *Aquatic Habitats: Analysis and restoration*.
- Díaz, M. M., F. L. Pedrozo, and P. Temporetti. 1998. Phytoplankton of two Araucanian lakes of differing trophic status (Argentina). *Hydrobiologia* 369/370:45-57. <https://doi.org/10.1023/A:1017046302728>.
- Dokulil, M. T. 2014. Environmental impacts of tourism on lakes. Pp. 81-88 *in* Eutrophication: causes, consequences and control. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6_7.

- Donnelly, A., M. Jones, T. O'Mahony, and G. Byrne. 2007. Selecting environmental indicator for use in strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 27:161-175. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2006.10.006>.
- Edmondson, W. T., G. Anderson, and D. R. Peterson. 1956. Artificial Eutrophication of Lake Washington 1. *Limnology and Oceanography* 1:47-53. <https://doi.org/10.4319/lo.1956.1.1.0047>.
- Elliott, J. A. 2012. Predicting the impact of changing nutrient load and temperature on the phytoplankton of England's largest lake, Windermere. *Freshwater Biology* 57:400-413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02717.x>.
- Ezcurra, C., and C. Brion. 2005. Plantas del Nahuel Huapi: Catálogo de la Flora Vasculare del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. Universidad Nacional del Comahue. Red Latinoamericana de Botánica.
- Free, C. M., O. P. Jensen, S. A. Mason, M. Eriksen, N. J. Williamson, and B. Boldgiv. 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin* 85:156-163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
- Furgala-Selezniow, G., M. Jankun-Woźnicka, M. Kruk, and A. A. Omelan. 2021. Land Use and Land Cover Pattern as a Measure of Tourism Impact on a Lakeshore Zone. *Land* 10. <https://doi.org/10.3390/land10080787>.
- Gómez, N., and J. Cochero. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral* 23:018-026. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.1.0.1188>.
- Graham, A. A., D. J. McCaughan, and F. S. McKee. 1988. Measurement of surface area of stones. *Hydrobiologia* 157: 85-87. <https://doi.org/10.1007/BF00008813>.
- Haines-Young, R. a. M. B. P. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>.
- Hayden, B., C. Harrod, S. M. Thomas, A. P. Eloranta, J. P. Myllykangas, A. Siwertsson, K. Praebel, R. Knudsen, P. A. Amundsen, and K. K. Kahilainen. 2019. From clear lakes to murky waters - tracing the functional response of high-latitude lake communities to concurrent 'greening' and 'browning'. *Ecology Letters* 22(5):807-816. <https://doi.org/10.1111/ele.13238>.
- Hengstmann, E., E. Weil, P. C. Wallbott, M. Tamminga, and E. K. Fischer. 2021. Microplastics in lakeshore and lakebed sediments—External influences and temporal and spatial variabilities of concentrations. *Environmental Research* 197: 111141. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111141>.
- Iriondo, M. H. 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 70:81-88. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(89\)90081-3](https://doi.org/10.1016/0031-0182(89)90081-3).
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41:221-234. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>.
- Kaufmann, P. R., P. Levine, D. V. Peck, E. G. Robison, and C. Seeliger. 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Kritzberg, E. S. 2017. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2:105-112. <https://doi.org/10.1002/lo2.10041>.
- Kutschker, A., C. Brand, and M. L. Miserendino. 2009. Quality assessment of riparian corridors in streams of northwest Chubut affected by different land use. *Ecología Austral* 19:019-034.
- Lampert, W., and U. Sommer. 2007. *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, USA.
- Lehel, J., and S. Murphy. 2021. Microplastics in the Food Chain: Food Safety and Environmental Aspects. *Reviews of Environmental Contamination Toxicology* 259:1-49. https://doi.org/10.1007/398_2021_77.
- Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>.
- Mao, D., and K. A. Cherkauer. 2009. Impacts of land-use change on hydrologic responses in the Great Lakes region. *Journal of Hydrology* 374:71-82. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.016>.
- Markert, B., F. Pedrozo, W. Geller, K. Friese, S. Korhammer, G. Baffico, M. Díaz, and S. Wolfl. 1997. A contribution to the study of the heavy-metal and nutritional element status of some lakes in the southern Andes of Patagonia (Argentina). *Science of the Total Environment* 206:1-15. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00218-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00218-0).
- Martyniuk, N. A., C. L. Morales, and M. A. Aizen. 2014. Invasive conifers reduce seed set of a native Andean cedar through heterospecific pollination competition. *Biological Invasions* 17:1055-1067. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0775-1>.
- Matossian, B. 2012. Modelos de desarrollo, poblamiento y frontera El caso del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Estudios Sociales Contemporáneos*.
- Miserendino, M. L., and C. I. Masi. 2010. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators* 10:311-319. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro, M. Bastidas Navarro, C. Laspoumaderes, M. S. Souza, and F. Cuassolo. 2013a. Environmental changes affecting light climate in oligotrophic mountain lakes: The deep chlorophyll maxima as a sensitive variable. *Aquatic Sciences* 75:361-371. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0282-3>.
- Modenutti, B. E., E. G. Balseiro, J. J. Elser, M. Bastidas Navarro, F. Cuassolo, C. Laspoumaderes, M. S. Souza, and V. Díaz Villanueva. 2013b. Effect of volcanic eruption on nutrients, light, and phytoplankton in oligotrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 58:1165-1175. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.4.1165>.
- Morris, D. P., H. Zagarese, C. E. Williamson, E. G. Balseiro, B. R. Hargreaves, B. E. Modenutti, R. Moeller, and C.

- Queimaliños. 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography* 40:1381-1391. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.8.1381>.
- Moss, B. R. 2009. *Ecology of fresh waters: man and medium, past to future*. John Wiley and Sons.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada, and M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:147-163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>.
- Murphy, G. E., and T. N. Romanuk. 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* 4:91-103. <https://doi.org/10.1002/ece3.909>.
- Neiff, J. J. 1973. Contribución al conocimiento de la distribución y biomasa de hidrófitos en el lago Mascardi (Río Negro, Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 4:129-160. <https://doi.org/10.14409/natura.v1i4.3266>.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, and B. Collen. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>.
- Nusch, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie* 14:14-36.
- Paruelo, J. M., A. Beltran, E. Jobbágy, O. Sala, and R. Golluscio. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* 8:85-101.
- Pedrozo, F., S. Chillrud, P. Temporetti, and M. Díaz. 1993. Chemical composition and nutrient limitation in rivers and lakes of northern Patagonian Andes (39.5°-42° S; 71° W) (Rep. Argentina). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie* 25:205-214. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900093>.
- Quirós, R. 1988. Relationship between air temperature, depth, nutrient and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 23:647-658.
- Quirós, R. 1997. Classification and state of the environment of the Argentinean lakes. Pages 29-50 *in* Study report for the lake environment conservation in developing countries: Argentina. *In* ILEC Workshop on Better Management of the Lakes of Argentina (ed.).
- R Core Team. 2019. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raab, D., and S. E. Bayley. 2012. A vegetation-based Index of Biotic Integrity to assess marsh reclamation success in the Alberta oil sands, Canada. *Ecological Indicators* 15:43-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.025>.
- Raven, P., N. Holmes, F. Dawson, P. Fox, M. Everard, I. Fozzard, and K. Rouen. 1998. *River habitat quality*. Environment Agency: Bristol.
- Reissig, M., C. Queimaliños, B. Modenutti, and E. Balseiro. 2015. Prey C:P ratio and phosphorus recycling by a planktivorous fish: advantages of fish selection towards pelagic cladocerans. *Ecology of Freshwater Fish* 24:214-224. <https://doi.org/10.1111/eff.12136>.
- Rizzo, A., R. Daga, M. Arcagni, S. Pérez Catán, D. Bubach, R. Sánchez, S. Ribeiro Guevara, and M. A. Arribére. 2010. Concentraciones de metales pesados en distintos compartimentos de lagos andinos de Patagonia Norte. *Ecología Austral* 20:155-171.
- Romanelli, A., and H. E. Massone. 2016. Desarrollo de indicadores ambientales e índice de calidad de lagos someros pampeanos de Argentina con alta intervención antrópica. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7:123-137.
- Sarasola, M. M., V. E. Rusch, T. M. Schlichter, and C. M. Ghersa. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16:143-156.
- Schallenberg, M., M. D. de Winton, P. Verburg, D. J. Kelly, K. D. Hamill, and D. P. Hamilton. 2013. Ecosystem services of lakes. *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln. Pp. 203-225.
- Schiller, A., C. T. Hunsaker, M. A. Kane, A. K. Wolfe, V. H. Dale, G. W. Suter, C. S. Russell, G. Pion, M. H. Jensen, and V. C. Konar. 2001. Communicating Ecological Indicators to Decision Makers and the Public. *Conservation Ecology* 5(1):19. <https://doi.org/10.5751/ES-00247-050119>.
- Speziale, K., and C. Ezcurra. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 75:890-897. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.014>.
- Stadig, M. H., P. D. Collingsworth, B. M. Lesht, and T. O. Höök. 2019. Spatially heterogeneous trends in nearshore and offshore chlorophyll a concentrations in lakes Michigan and Huron (1998-2013). *Freshwater Biology* 65:366-378. <https://doi.org/10.1111/fwb.13430>.
- Tanentzap, A. J., S. Cottingham, J. Fonvielle, I. Riley, L. M. Walker, S. G. Woodman, D. Kontou, C. M. Pichler, E. Reisner, and L. Lebreton. 2021. Microplastics and anthropogenic fibre concentrations in lakes reflect surrounding land use. *PLoS Biology* 19:e3001389. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001389>.
- Timms, B. V. 1992. *Lake geomorphology*. Wiley-Blackwell, Australia.
- Trochine, C., V. Díaz Villanueva, and M. T. Brett. 2020. The ultimate peanut butter on crackers for *Hyaella*: diatoms on macrophytes rather than bacteria and fungi on conditioned terrestrial leaf litter. *Freshwater Biology* 66:599-614. <https://doi.org/10.1111/fwb.13664>.
- Troitiño, E., M. Costa, L. Ferrari, and A. Ggiorgi. 2010. *La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano*. I al de Hidrología de Llanuras Azul, Buenos Aires, Argentina, Buenos Aires.
- Wehrly, K. E., J. E. Breck, L. Wang, and L. Szabo-Kraft. 2012. Assessing local and landscape patterns of residential shoreline development in Michigan lakes. *Lake reservoir management* 28:158-169. <https://doi.org/10.1080/>

07438141.2012.690824.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA.

Winward, A. H. 2000. Monitoring the vegetation resources in riparian areas. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-47>.

Wood, S. 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, Second Edition. Chapman and Hall/CRC.

Wood, S. N. 2008. Fast stable direct fitting and smoothness selection for generalized additive models. *J. R. Statist. Soc. B.* 70:495-518. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2007.00646.x>.