



Bases para estudiar las alteraciones del régimen hidrológico y su importancia ecológica en la Argentina

LEANDRO RODRIGUES CAPÍTULO^{1,✉}; LUIS ESPÍNOLA²; FEDERICO YOYA²; FERNANDA GASPARI³; GABRIELA MAZZUCHELLI³ & EDUARDO KRUSE¹

¹Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (CONICET). ²Instituto Nacional de Limnología, Universidad Nacional del Litoral (CONICET). ³Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

RESUMEN. En este trabajo se plantean las bases metodológicas para evaluar los cambios antrópicos que afectan las condiciones ecohidrológicas a una escala regional en la Argentina. La diversidad climática, morfológica y geológica del territorio se manifiesta en diferentes ecorregiones y en una diversidad elevada de ambientes lóticos y lénticos ligados a los sistemas hídricos. Los caudales diarios, los niveles freáticos, las superficies anegadas o las alturas hidrométricas tienen distinta influencia según la ecorregión considerada en cada sistema hídrico. La información hidrológica histórica con continuidad y los registros con una extensión suficiente para analizar las alteraciones del régimen hidrológico son relativamente escasos y se restringen a 163 estaciones de medición. Se plantea aplicar un modelo conceptual para analizar las alteraciones hidrológicas, seguido del estudio de las variaciones temporales en las condiciones hidrológicas y morfológicas previas a la actividad antrópica (pre-impacto), para luego considerar la nueva situación hidrológica-ecológica (post-impacto), a partir de las que se deberán adoptar las medidas apropiadas para mitigar los daños ecológicos cuando se produzcan. Aunque existen diversas metodologías para realizar dicho análisis, considerando la disponibilidad de datos actuales en la Argentina, se propone emplear el marco metodológico fundamentado en el concepto ELOHA (*Ecological Limit of Hydrological Alteration*) para analizar las alteraciones hidrológicas. Si bien el método holístico brinda mejores resultados y menor incertidumbre, considerando la heterogeneidad, la escasez y la falta de continuidad de registros hidrológicos a nivel general, la técnica propuesta podría resultar una buena aproximación a escala regional. Se concluye que será necesario adaptar las bases metodológicas y las técnicas de análisis a tal condición para crear una base de datos para planificar estratégicamente los recursos hídricos en la Argentina.

[Palabras clave: ecosistemas acuáticos, ecorregiones, series temporales hidrológicas, ecohidrología]

ABSTRACT. Basis to study the alterations of the hydrological regime and its ecological importance in Argentina. In this work, we propose the bases for assessing the ecohydrological changes resulting from direct and indirect human activities at a regional scale in Argentina. The climatic, morphological and geological diversity of the territory is manifested in different ecoregions and in a high diversity of lotic and lentic environments which are closely linked to the water systems. Daily flows, groundwater levels, flooded surfaces or hydrometric heights have different influences depending on the ecoregion considered in each water system. The historical hydrological information with continuity and records with a sufficient extension for the analysis of the alterations of the hydrological regime are relatively scarce and restricted to 163 measuring stations. The application of a conceptual model for the analysis of hydrological alterations is proposed, followed by the study of temporal variations in the hydrological and morphological conditions prior to the anthropic activity (pre-impact), to then consider the new hydrological-ecological situation (post-impact), on the basis of which appropriate measures should be adopted to mitigate the ecological damage when they occur. Although there are various methodologies to conduct this analysis, considering the availability of current data in Argentina, we propose the use of the methodological framework based on the ELOHA (Ecological Limit of Hydrological Alteration) concept for the analysis of hydrological alterations. Although the holistic method provides the best results and the least uncertainty, considering the heterogeneity, scarcity and lack of continuity of hydrological records at a general level, the proposed technique could be a good approximation at a regional scale. It is concluded that it will be necessary to adapt the methodological bases and analysis techniques to this condition in order to create a database for the strategic planning of water resources in Argentina.

[Keywords: aquatic ecosystems, ecoregions, hydrological time series, ecohydrology]

INTRODUCCIÓN

La actividad antrópica global se manifiesta como una influencia geológica reciente. Debido a su efecto acumulativo en la magnitud, la variedad y la durabilidad de los cambios inducidos en la composición atmosférica, en la superficie terrestre y en los ecosistemas marinos o de agua dulce, se propuso denominar a esta época Antropoceno (Crutzen et al. 2000; Crutzen 2002; Steffen et al. 2007; Zalasiewicz et al. 2008; Puig et al. 2016). En este sentido, la presión antrópica sobre la dinámica natural de los ecosistemas de agua dulce, en cualquier escala que ocurra (local, regional o global), no sólo altera sus procesos y patrones ecológicos, sino también conduce a un debilitamiento gradual y drástico de la calidad y cantidad de agua. Esta alteración condiciona la producción de los recursos destinados a suplir las necesidades básicas para la manutención de los servicios ecosistémicos hidrológicos (SEH) (Junk et al. 1989; Poff and Allan 1995; Arrington et al. 2005; Hiddink et al. 2008) —tanto tangibles (aprovisionamiento, sostenimiento, regulación) como intangibles (culturales: incluyen usos espirituales, apreciación del paisaje fluvial y turismo) (Fisher et al. 2009)— que brindan los ecosistemas acuáticos continentales (Junk et al. 1989; Neiff 1990; Bayley 1995; Zimmerman 2010).

El hombre está provocando una degradación continua de los ecosistemas a través de la utilización no sustentable del agua superficial y subterránea, del uso de la tierra (agricultura y ganadería) y la construcción y operación de presas; así, genera distintos grados de deterioro ecológico, con pérdida de biodiversidad global (Poff and Matthews 2013). Por lo tanto, estos ecosistemas acuáticos se encuentran más amenazados y vulnerables que los terrestres (Castello and Macedo 2016). Asimismo, el hecho de que muchos de estos ecosistemas se encuentren en partes bajas del paisaje los convierte en receptores obligados de los efectos mas negativos del uso de la tierra vinculados al avance de las obras de regulación y aprovechamiento hídrico.

En las últimas décadas, en respuesta a la rápida degradación ecológica de los sistemas de agua dulce, la ecohidrología ha surgido como una disciplina fundamental para comprender y cuantificar alteraciones hidrológicas. En nuestro país, durante las últimas décadas se han desarrollado investigaciones vinculadas a ciertas alteraciones naturales o antrópicas

locales y globales (cambio climático) (Basílico et al. 2011; Boninsegna 2013; Montroull et al. 2013; Boninsegna and Llop 2015; Lenzi 2017; Doffo et al. 2021). Sin embargo, hay pocos estudios que relacionan su incidencia sobre los servicios ecosistémicos hidrológicos (Puig et al. 2016; Jobbágy et al. 2021; Duarte 2022). Por ello, es importante diagnosticar y caracterizar las alteraciones naturales o antrópicas para permitir un manejo adecuado y sustentable de los servicios ecosistémicos hidrológicos.

Los diferentes ecosistemas fluviales pueden tener distintas necesidades y prioridades. Por ejemplo, será distinto el enfoque para un curso en un área protegida que para aquel que fluye por una zona de riego o por una zona urbana. En este sentido, las alteraciones antrópicas producidas en el ciclo hidrológico en cualquiera de los ecosistemas pueden reducir significativamente la biodiversidad en los ecosistemas dulceacuícolas y los servicios ecosistémicos que aportan.

Se han propuesto distintos métodos para evaluar los efectos ecológicos de las alteraciones hidrológicas (Rosenberg et al. 2000; Vélez Flores 2007; Zolezzi et al. 2009; Gao et al. 2009; Angarita et al. 2013; Zhang et al. 2015; Bejarano et al. 2017; Belmar et al. 2018; Zeiringer et al. 2018; Gebremicael et al. 2019; Kiesel et al. 2019; Rolls et al. 2018; Paredes del Puerto et al. 2022; Singh and Basu 2022). Por un lado, existen enfoques simples que pueden resultar de escasa aplicación a escala regional, y por el otro, métodos sofisticados que manejan muchos datos, de difícil acceso, y hasta muy costosos para conseguirlos.

La red hidrográfica continental de la República Argentina se caracteriza por su heterogeneidad de ambientes acuáticos. En este trabajo se plantea que los sistemas hidrológicos —y más específicamente, la cuenca hidrográfica— es la unidad territorial de planificación y gestión para el uso y el manejo de los recursos hídricos de los ecosistemas y otros recursos naturales asociados.

A partir de una síntesis de la labor realizada en los talleres interdisciplinarios en la REM-AQUA (2020), este artículo tiene como objetivo plantear las bases teóricas y metodológicas que permitan —a través del análisis de la información disponible y una comprensión holística del estado conocimiento existente— proponer una metodología de análisis capaz de identificar los cambios antrópicos sobre

las condiciones ecohidrológicas a una escala regional en nuestro país.

MATERIALES Y MÉTODOS

A través de una recopilación bibliográfica se reconocieron los antecedentes existentes acerca de evaluación de las alteraciones hidrológicas de origen antrópico y sus consecuencias ecológicas. De este modo, se identificaron las metodologías que permiten estimar cambios en el régimen hidrológico, a partir de una regionalización de los sistemas hídricos.

De acuerdo con la información procedente de la Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI) de la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación, se determinó la importancia de la disponibilidad de registros hidrológicos históricos. Esta información es clave para analizar posibles alteraciones hidrológicas y, dependiendo de la temporalidad de los registros, permite llegar a distintos resultados y conclusiones.

Se analizaron las series históricas de caudales medios mensuales que se disponen de períodos variables, existiendo en la base de datos estaciones activas e inactivas. Se incluyó el análisis de las activas según varios tipos de filtros, y se seleccionaron aquellas con una ventana temporal de registros de 20 años (o mayor) continuos. Si bien son escasas las estaciones que cuentan con esa extensión, dicho abordaje permitió integrar al análisis las oscilaciones vinculadas a ciclos climáticos de mayor escala espacial y temporal (sistemas climáticos globales), que afectan de manera directa o indirecta al comportamiento natural de los cuerpos de agua. En este sentido, el criterio adoptado permite incorporar al análisis, por ejemplo, las variaciones climáticas vinculadas al ENOS (El Niño oscilación sur), cuya ocurrencia se manifiesta cada 2 a 7 años (WMO 2014), ampliamente documentadas en nuestro país (Norte et al. 1998; Boulanger 2005; de la Casa and Ovando 2006; Compagnucci and Acosta 2008; Pasquini and Depetris 2011; Bohn et al. 2016; Barrera and Maggi 2018; Umpiérrez 2016; Finessi and Groch 2018; Lovino et al. 2018; Antonio et al. 2021). Asimismo, esta ventana temporal permitiría incluir la respuesta hidrológica vinculada a los cambios de uso del suelo a nivel regional (Leblanc et al. 2008; Nosseto et al. 2012; Zhang and Schilling 2012). De este modo, y ante la falta de registros hidrológicos,

el abordaje adoptado permite incluir una mayor cantidad de estaciones, pero sin perder representatividad en el análisis espacial y temporal de los datos.

Posteriormente, en virtud de la escasez del número de estaciones que cumplían dichos requisitos, se amplió el criterio de búsqueda incluyendo a aquellas que presentaban una discontinuidad no mayor a 6 meses en sus registros. Se destaca que la búsqueda se enfocó en estaciones con registros posteriores a 2010.

Se registró la posición geográfica de las estaciones y se transformaron de coordenadas geográficas a latitud y longitud para poder ser incorporadas a un sistema de información geográfica (SIG). Asimismo, y para interpretar la información ecohidrológica, también se integraron al SIG los datos provenientes de la BDHI, se digitalizaron las ecorregiones, las redes de drenaje asociadas a los sistemas hídricos de la República Argentina y las bases de datos asociadas a las estaciones de medición fluviométricas disponibles.

Se realizó una recopilación de las metodologías disponibles para el análisis de las alteraciones del régimen ecohidrológico y su factibilidad de aplicación en función de la información disponible. Finalmente, y para ejemplificar un caso de estudio, se analizaron las alteraciones hidrológicas mediante el empleo del software IHA-ELOHA v7.1 (*Index of Hydrologic Alteration - Ecological Limits Of Hydrologic Alteration*) desarrollado por la organización The Nature Conservancy (2009).

RESULTADOS

Caudales ambientales

La noción de caudal ambiental ha evolucionado rápidamente en las últimas décadas en favor de una mejor protección de los ecosistemas fluviales frente a una concepción meramente cuantitativa y orientada a satisfacer un caudal mínimo o de mantenimiento de un río. En términos conceptuales, el caudal ambiental describe la cantidad, la distribución temporal, la calidad y los niveles de agua necesarios para sostener ecosistemas acuáticos que, a su vez, soportan a las culturas humanas y sus economías, a la sostenibilidad de los medios de vida y al bienestar en su conjunto. En esta definición, los ecosistemas acuáticos incluyen ríos,

arroyos, manantiales, cauces y planicies de inundación y otros humedales, además de lagos, lagunas, cuerpos de agua costeros, estuarios y ecosistemas dependientes del agua subterránea.

A menudo, los términos caudal ambiental y caudal ecológico son utilizados como sinónimos. A pesar de ello, pueden englobar a diferentes visiones acerca de la definición conceptual. El caudal ecológico se refiere a la cantidad y calidad de agua necesaria para mantener o restaurar la biodiversidad y un funcionamiento óptimo del ecosistema acuático. Para esto, se supone que el nivel de conservación o restauración puede ser alcanzado con un caudal menor que el caudal natural, asumiendo que la extracción de la parte del caudal que diferencia el caudal natural del caudal ecológico no tendrá consecuencias notables sobre el sistema. El caudal ambiental incluiría como un componente al caudal ecológico, dado que abarca todos los usos a realizarse en el río, ya sean servicios básicos, industriales, agrícolas, energéticos, turísticos, ecológicos, culturales, etc. Es decir que en esta definición aparece como un compromiso de derechos de uso del recurso agua que implica una negociación entre los actores, siendo el funcionamiento ecológico y el ciclo de vida de los organismos que lo colonizan vistos como usuarios (Aguilera and Pouilly 2012).

En el marco de los talleres llevados a cabo por la REM.AQUA (2020) y considerando las particularidades hidrológicas de nuestro país surgió la necesidad de avanzar con una definición del concepto 'régimen ecohidrológico'. Éste define la cantidad, la distribución temporal y los niveles de agua, así como las condiciones hidrosedimentológicas para sostener la permanencia de ecosistemas acuáticos con una calidad adecuada para el desarrollo de los procesos naturales o los servicios ecosistémicos dependientes del agua superficial y subterránea. Esta definición incluirá, entonces, a los caudales en cuerpos lóticos y los niveles de agua en cuerpos lénticos, considerando las condiciones hidrológicas, sus atributos y su conectividad.

Marco conceptual para el análisis de las alteraciones hidrológicas

El modelo conceptual para el análisis de las alteraciones hidrológicas de los cuerpos de agua propone generar una herramienta regional integral de gestión en la cual se pueden incorporar los objetivos de caudales

ecohidrológicos. Por lo tanto, el concepto del método afianzará las decisiones sobre futuros aprovechamientos y gestiones del agua basada en una completa comprensión de la disponibilidad, ubicación y temporalidad de los caudales necesarios para mantener o restaurar la salud general de los ecosistemas fluviales de una región. Este criterio pretende analizar las variaciones en los componentes del caudal ecológico en función de un evento puntual (e.g., represamiento, trasvases, etc.), discretizando las respuestas ecológicas anteriores y posteriores a una intervención antrópica determinada.

Dadas las condiciones hidrográficas de nuestro país, en el cual se reconoce una importante diversidad de ambientes lóticos y lénticos, se propone un esquema general con distintas adaptaciones de metodologías disponibles para evaluar las alteraciones hidrológicas. En la Figura 1 se sintetiza dicho esquema. El paso 1 requiere una clasificación de los cuerpos acuáticos. La presencia de sistemas lóticos se diferencia significativamente de los lénticos, incluso los lénticos se pueden clasificar según su origen. En un sistema fluvial, su origen depende principalmente de la dinámica hidrogeomorfológica, siendo necesario también reconocer las variables bióticas y abióticas del sistema acuático. En el paso 2 se debe analizar temporalmente la clasificación realizada en el paso 1. Para ello, se deberán detectar las variaciones hidrológicas y morfológicas del ambiente acuático. En el caso de los sistemas lénticos, los indicadores de alteraciones a tener en cuenta estarán relacionados con variaciones temporales del perímetro, el área, la superficie y la profundidad. Estos datos se pueden obtener mediante el procesamiento de imágenes satelitales. En cambio, en un ambiente lótico, el análisis temporal hidrológico y de sus atributos sería suficiente. A estos se le debe sumar el conocimiento previo de las características hidroclimáticas de la cuenca. El paso 3 consiste, en base a la nueva condición hidrológica resultante, y considerando los parámetros y el grado de la alteración identificado (alto, medio o bajo), en la determinación de las acciones que se deberán tomar para compensar los daños ecológicos. Considerando que el grado de alteración se realiza sobre una serie de parámetros estadísticos específicos, será posible evaluar de manera concreta que acciones deberán llevarse a cabo, por ejemplo, para mitigar una disminución en los caudales extremos

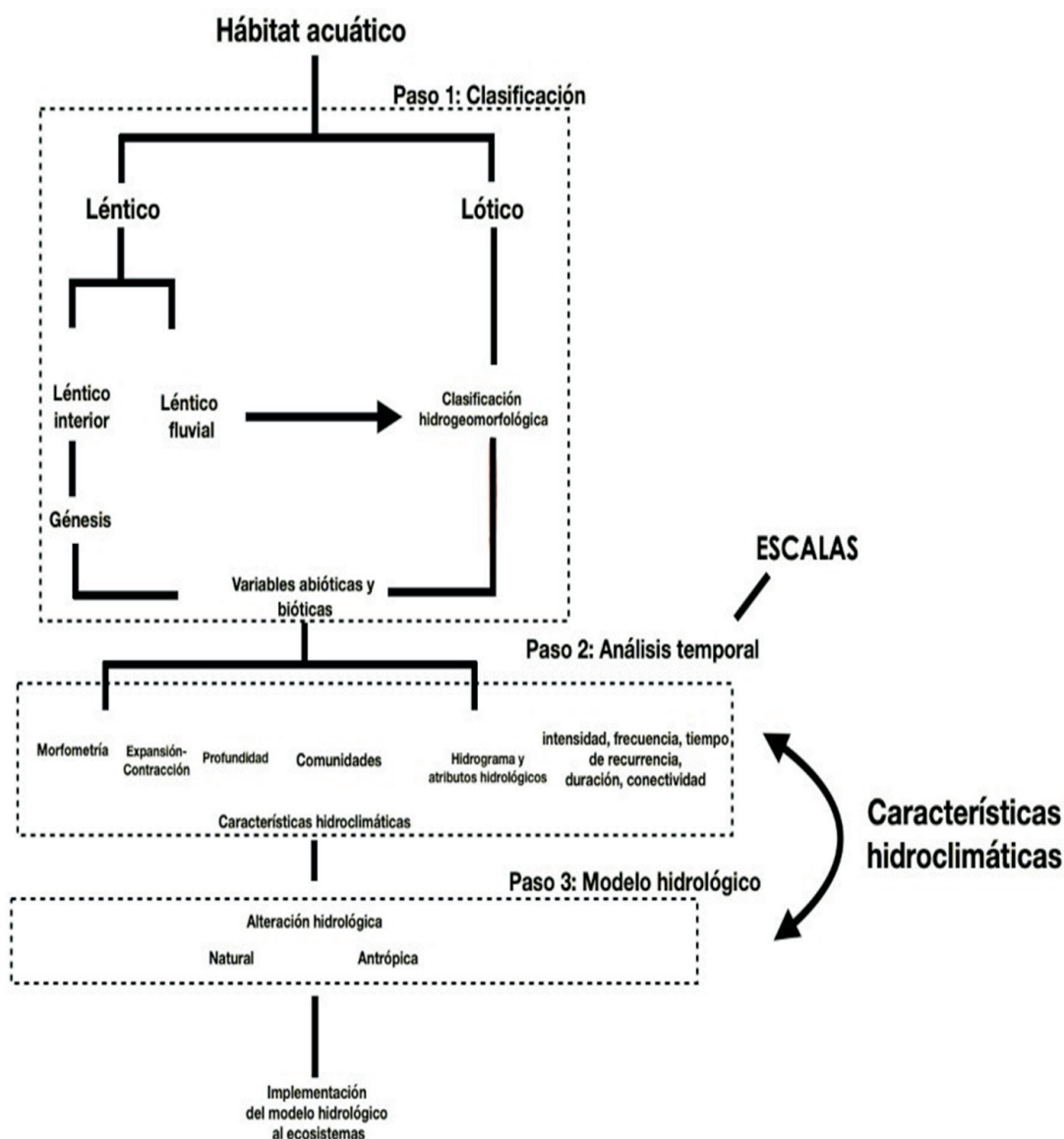


Figura 1. Modelo conceptual para la definición de alteraciones hidrológicas.

Figure 1. Conceptual model for the definition of hydrological disturbances.

mínimos y máximos, o bien el incremento o disminución de las frecuencias de un determinado comportamiento ecológico.

Disponibilidad de información

El análisis de los registros de la BDHI permitió verificar que actualmente esta base de datos cuenta con un total de 747 estaciones, de las cuales sólo se encuentran activas 539. Por otra parte, se verifica que del total de dichas estaciones, 47% posee mediciones de altura hidrométrica, 36% cuenta con sección de aforo, 34% registra precipitaciones, 28% posee datos de caudales (mensual, diario medio, diario

máximo y mínimo) y sólo el 6% tiene datos de temperatura.

La recopilación y selección realizada posibilitó estimar que los datos hidrológicos disponibles con continuidad de 20 años de registros se hallan en 163 estaciones de medición en 11 sistemas hídricos, cuya distribución en el territorio se muestra en la Figura 2. No obstante, dentro de ese lapso, sólo 8 de ellos poseen mediciones continuas para alguna de las variables que se miden. En la Figura 3 se muestran estos 8 sistemas y la proporción de estaciones que miden las variables altura hidrométrica, caudal medio diario, sedimentos

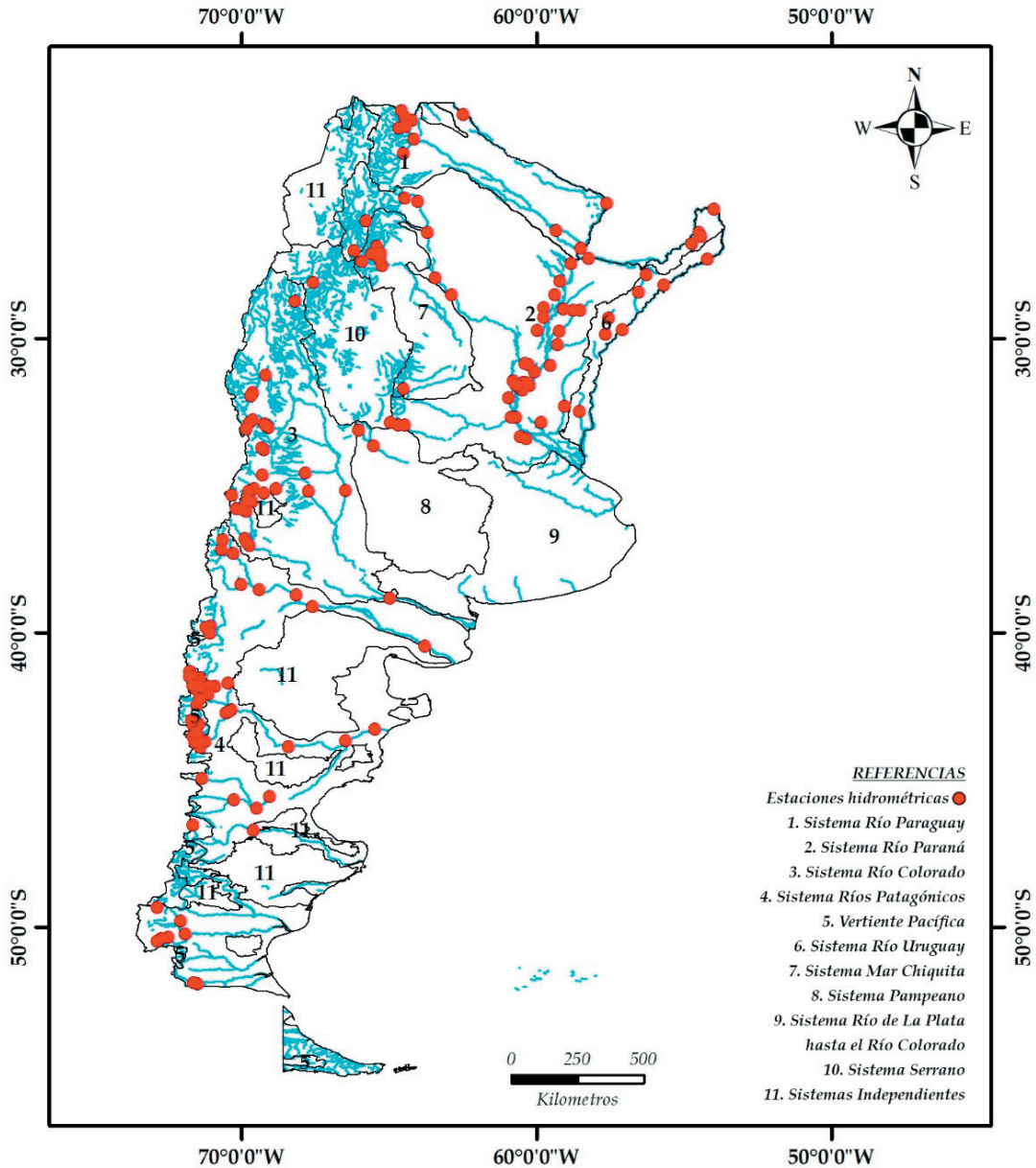


Figura 2. Ubicación de los sistemas hídricos de la Argentina y su relación geográfica con las estaciones hidrológicas con continuidad >20 años en los datos de caudales medios diarios.

Figure 2. Location of the water systems of Argentina and their geographical relationship with the hydrological stations with continuity >20 years in the daily mean flow data.

en suspensión, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y turbidez. Cabe resaltar que en estas estaciones se carece de datos continuos de demandas químicas y biológicas de oxígeno. Esto es de especial relevancia, ya que se tratan de indicadores del grado de contaminación del agua. Tampoco existen mediciones continuas de la temperatura, pese a que resulta un parámetro de simple adquisición mediante el empleo de *loggers*; en

la actualidad, dichos registros sólo se realizan de manera manual y en forma intermitente. Por otra parte, se verificó que la cantidad de sedimentos en suspensión se cuantifican en un número reducido de estaciones en relación con el total para cada sistema hídrico (Figura 3); vale destacar que esta variable se registra en al menos en alguna estación en los ocho sistemas hídricos. Por su parte, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y

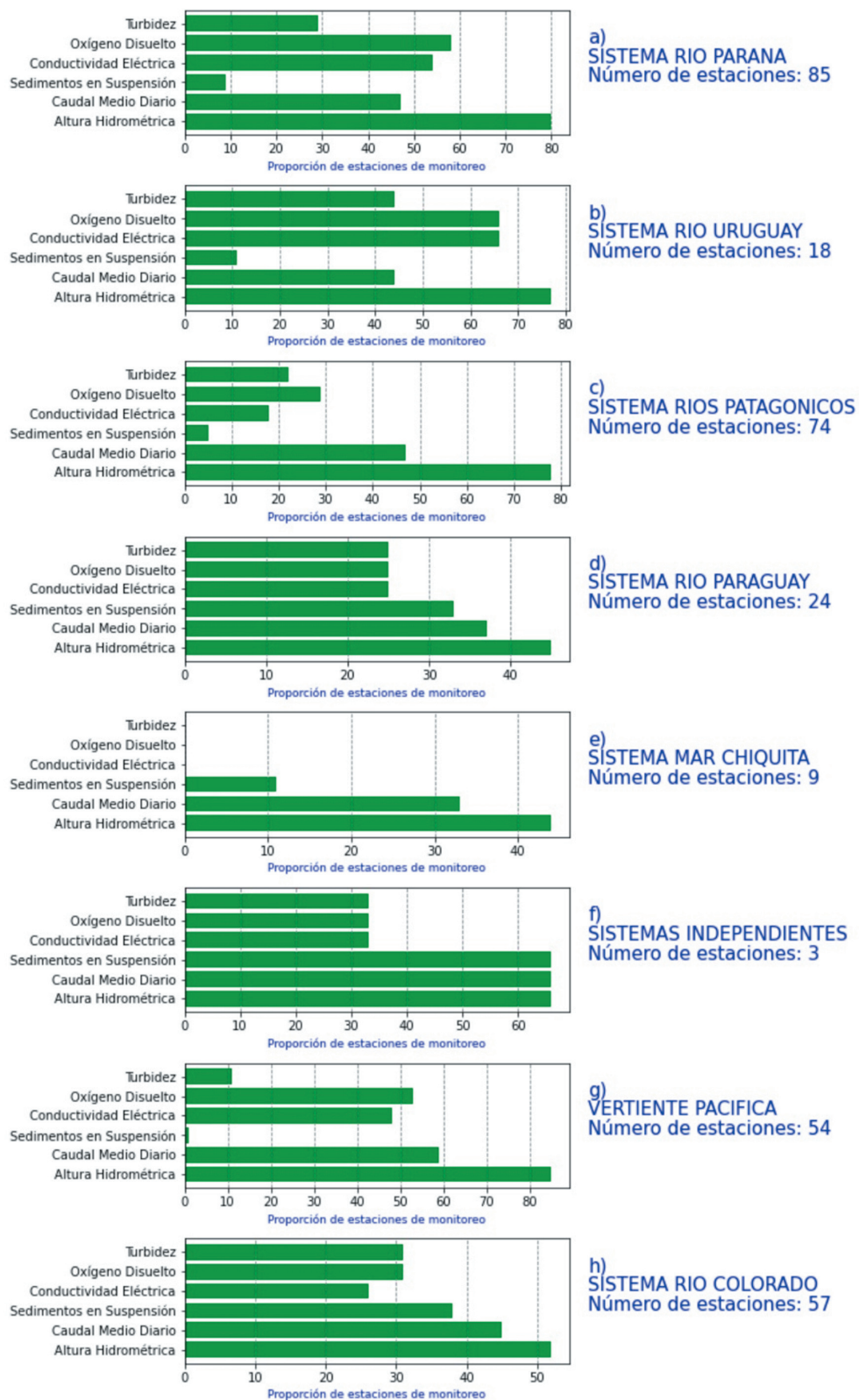


Figura 3. Proporción de estaciones de aforo por sistema de cuenca en la Argentina. Fuente: Base de Datos Hidrológica Integrada.

Figure 3. Proportion of gauge stations by watershed system in Argentina. Source: Integrated Hydrological Database.

la turbidez son medidas en todos los casos, con excepción del sistema Mar Chiquita. Además, en comparación con otras variables como la altura hidrométrica o el caudal medio diario, se mide en una proporción de estaciones considerablemente menor y cuentan con un muy escaso período de datos.

A partir de los datos obtenidos, se obtuvo el mapa síntesis (Figura 4), en el cual se puede observar la información de sistemas de cuencas, ecorregiones y estaciones de medición de caudales medios mensuales con

más de 20 años de registros según la BDHI. El análisis de dicho mapa permitió identificar 3 grupos en función de la cantidad de estaciones que registran variables hidrológicas. El primero incluye a los sistemas con más de 30 estaciones conformados por los sistemas de los ríos Paraná y Patagónicos; el segundo, a los que cuentan con 10 a 30 estaciones, incluyendo a los de los ríos Paraguay, Colorado y los de vertiente pacífica; y un tercero, con menos de 10 estaciones, que incluye al sistema del Río Uruguay, Mar Chiquita y los sistemas independientes. Se indica que este último

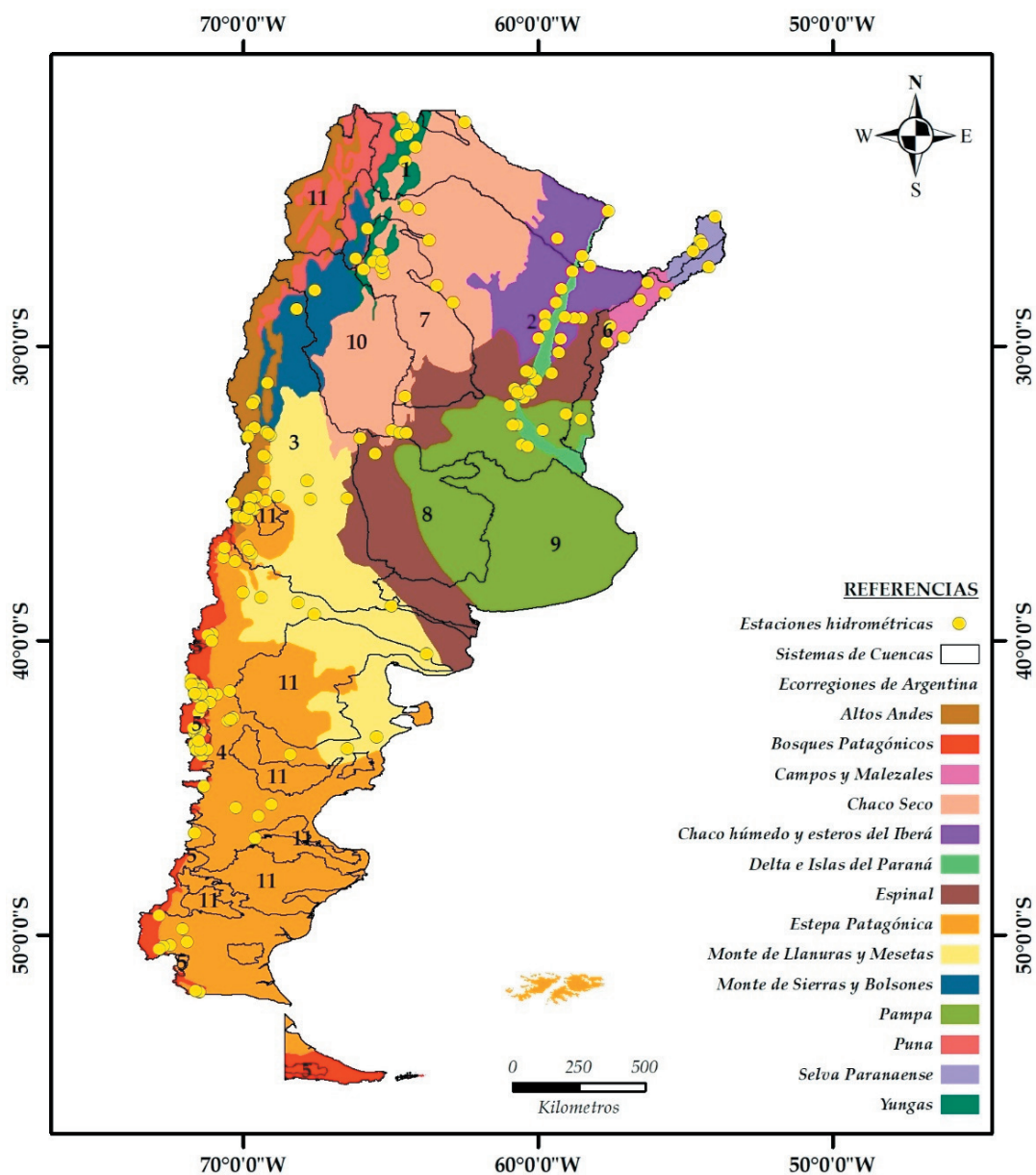


Figura 4. Mapa de sistemas hídricos, ecorregiones y estaciones de medición disponibles.

Figure 4. Map of available water systems, ecoregions and available fluvimetric stations.

sistema es el menos monitoreado en términos de cantidad de estaciones fluviométricas, con sólo 2 estaciones.

Principios de regionalización

La distribución espacial de las estaciones de medición hidrológica muestra una fuerte heterogeneidad, y por esa razón, desde un punto de vista de evaluación de los ecosistemas acuáticos, se debe calificar como escasa. En este sentido, debe contemplarse que la ubicación de estas estaciones ha respondido

tradicionalmente a objetivos vinculados con la construcción de obras de infraestructura. Por ello, es necesario un programa de implementación y ampliación de la red de monitoreo hidrológico en regiones de nuestro país con fines definidos por las prioridades ecohidrológicas.

De acuerdo con los resultados obtenidos en distintos talleres realizados en el marco de la REM.AQUA (2020), surge la necesidad de plantear un nuevo abordaje que permita relacionar el tradicional enfoque hidrológico

Tabla 1. Superficie de las principales ecorregiones en los sistemas de cuencas hidrológicas. Con un (*) se indican aquellas ecorregiones que poseen sus nacientes dentro del sistema hídrico correspondiente.

Table 1. Area of the main ecoregions in the hydrological watershed systems. Ecoregions that have their headwaters within the corresponding water system are indicated with an (*).

Sistema hídrico	Principales ecorregiones	Superficie (km ²)
Río Paraguay	Chaco Seco	93320
	Chaco Húmedo	47742
	Yungas*	25370
	Puna*	16100
Río Paraná	Chaco Seco*	163644
	Chaco húmedo y Esteros del Iberá	113789
	Puna*	10920
	Yungas*	2710
	Espinal*	95959
	Pampa	87023
	Delta e Islas del Paraná	33122
	Selva Paranaense	16296
Montes de Sierras y Bolsones*	19040	
Río Colorado	Altos Andes*	72573
	Monte de Llanuras y Mesetas*	244810
	Monte de Sierras y Bolsones*	52559
	Espinal	27330
	Estepa Patagónica*	25482
Ríos patagónicos	Estepa Patagónica	299877
	Monte de Llanuras y Mesetas	122379
	Bosques Patagónicos*	48241
Vertiente pacífica	Bosques Patagónicos*	24875
	Estepa Patagónica*	20130
Río Uruguay	Espinal	27880
	Campos y Malezales*	24152
Mar Chiquita	Chaco Seco	100024
	Espinal*	27880
	Yunga*	14530
	Puna*	686
Pampeano	Pampa	87246
	Espinal	83342
Sistema Río de la Plata hasta el Colorado	Pampa*	212044
	Espinal	29361
Serrano	Chaco Seco*	113839
	Monte de Sierras y Bolsones*	46194
	Puna*	10630
Independientes	Estepa Patagónica*	193656
	Monte de Llanuras y Mesetas	61922
	Puna*	48108
	Altos Andes*	41020

con las particularidades ecológicas de cada ecorregión. Esta aproximación se basa en considerar que si bien la diferenciación entre ecorregiones se encuentra definida por variaciones en la vegetación, el relieve y el clima, se debe considerar que las mismas se encuentran relacionadas a partir de sistemas hídricos que abarcan una mayor escala espacial. En la mayor parte de los casos, estos sistemas hídricos atraviesan varias ecorregiones, tal como se muestra en la Tabla 1. Este enfoque permite compatibilizar el análisis hidrológico convencional con las alteraciones hidrológicas como factor regulador del paisaje característico de cada ecorregión.

Considerando que ligeras variaciones en el caudal, la temperatura o los sólidos en suspensión son agentes que condicionan la evolución del paisaje y que modulan en mayor o menor medida los factores que llevan a la diferenciación de cada ecorregión, la aplicación de este enfoque permitirá explicar, por ejemplo, de que forma el cambio climático afectará a un sistema de cuencas y cuáles serán los impactos potenciales en las ecorregiones que en él se encuentran incluidas.

Debido a la amplia diversidad de ambientes acuáticos, existen distintas propuestas de regionalización para posibilitar un análisis de los ecosistemas. Entre ellas se encuentra la de Abell et al. (2008), quienes delimitaron los distintos ecosistemas acuáticos de agua dulce del mundo a gran escala, bajo la denominación de ecorregiones (FEOW, por sus siglas en inglés).

La Subsecretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Social (SRNyDS), y la Administración de Parques Nacionales (APN) plantean el concepto de ecorregiones tomando en cuenta macrocomponentes biofísicos del territorio y enfatizando aspectos socioculturales o agroproductivos o de diseño y contraste del paisaje. De esta forma, se acepta la definición de ecorregión como 'un territorio geográficamente definido en el que dominan determinadas condiciones geomorfológicas y climáticas relativamente uniformes o recurrentes, caracterizado por una fisonomía vegetal de comunidades naturales y seminaturales que comparten un grupo de especies dominantes, una dinámica y condiciones ecológicas generales y cuyas interacciones son indispensables para su persistencia a largo plazo' (Burkart et al. 1999). Por otra parte, Morello et al. (2012) proponen que 'una ecorregión es un territorio de mayor

jerarquía, geográficamente definido en el que dominan determinadas características de relieve, geología, grandes grupos de suelo, procesos geomorfológicos, tipos de vegetación y complejos faunísticos. Desde el punto de vista evolutivo, la ecorregión se caracteriza por respuestas ecológicas homogéneas al clima y la tectónica expresadas por la vegetación, la fauna, el relieve y las actividades agrícolas e industriales'. Morello et al. (2012) definen 15 ecorregiones en el territorio continental argentino, que se corresponden con las descritas por Burkart et al. (1999). Dependiendo del detalle de la escala espacial de trabajo y el alcance de los objetivos propuestos, las ecorregiones se pueden delimitar global o regionalmente. La primera clasificación (FEOW) contempla siete ecorregiones, mientras que la segunda (Morello et al. 2012) considera 15 que se distribuyen dentro de la primera clasificación. Mediante la ecorregionalización propuesta por este último se pueden visualizar ambientes acuáticos que ameritan su propio plan de manejo a potenciales alteraciones hidrológicas.

El mapa de la Figura 4 muestra la distribución de las estaciones hidrométricas disponibles para reconocer los efectos de las alteraciones hidrológicas de los sistemas hídricos, en los ecosistemas acuáticos de las ecorregiones propuestas por Morello et al. (2012). En la Tabla 2 se muestra el número de estaciones de monitoreo hidrológico por ecorregión.

Tabla 2. Proporción de estaciones hidrológicas por ecorregión en la República Argentina.

Table 2. Proportion of hydrological stations by ecoregion in the Argentine Republic.

Ecorregión	Número de estaciones
Estepa Patagónica	33
Bosques Patagónicos	25
Altos Andes	17
Chaco Húmedo y Esteros del Iberá	13
Chaco Seco	13
Monte de Llanuras y Mesetas	13
Espinal	11
Yungas	9
Delta e Islas del Paraná	8
Campos y Malezales	6
Pampa	6
Selva Paranaense	5
Montes de Sierras y Bolsones	4
Total de estaciones	163

La definición de un criterio u otro afectará el área sobre la cual la cual deberán llevarse a cabo las acciones, así como la cantidad de actores involucrados para mitigar las alteraciones. Por ejemplo, según la clasificación de Abell et al. (2008), implementar un plan de manejo para mitigar las alteraciones hidrológicas en la ecorregión del Bajo Paraná debería involucrar a extensiones significativas de las provincias de Misiones, Corrientes, Entre Ríos, Santa Fe, Chaco, Formosa, Córdoba y Salta, así como vastos sectores de Brasil y Paraguay. En cambio, con la clasificación de Morello et al. (2012) se involucraría sólo a los sectores ribereños de las provincias y países atravesados por el Río Paraná.

La influencia de las actividades que se realizan en los tramos superiores de los ríos puede verificarse, por ejemplo, a partir del análisis regional del tramo medio del Río Paraná, en donde se pudo detectar un aumento de los mínimos del nivel hidrométrico a partir de la década del '70 (Bonetto 1975; Espínola et al. 2014; Quevedo et al. 2018; Antico et al. 2018; Grimson et al. 2019; Abou Rafee et al. 2019; Molfino and Acuña 2021; Ferreira et al. 2020; Romero Acuña 2020; Abrial et al. 2021; Barrios 2021). Además, se pudo diferenciar que las bajantes eran mucho más pronunciadas antes de 1970. Esto es producto de los represamientos (Quirós 1990) y los cambios en el uso del suelo (Pedron 2012) en el tramo brasileño del Río Paraná (Figura 5).

El uso de las ecorregiones resulta una primera aproximación para reconocer la

influencia de una cuenca hidrográfica en el ambiente acuático. Sin embargo, se reconoce que se requieren de más estudios de detalle para poder reconocer las características de cada ambiente.

Alteraciones en el ciclo hidrológico (bases metodológicas)

El desafío de identificar una metodología capaz de realizar un correcto análisis sobre las alteraciones hidrológicas ha sido una constante interrogante durante las últimas décadas. Un primer indicador de la alteración antrópica sobre el ciclo hidrológico natural sería la relación entre el caudal medio (diario, mensual o anual) que circula actualmente y el que circularía si no hubiese actividad humana. Sin duda, el análisis comparativo de estas variables permitiría describir estadísticamente cómo han cambiado estos patrones para un río o lago en particular debido a los impactos abruptos, como la construcción de represas o las tendencias más graduales asociadas con los cambios en el uso del suelo y el agua. Por otra parte, este indicador sólo puede mostrar una cuestión general, ya que, asociado a ello, pueden generarse modificaciones en los procesos físico-químicos de los hábitats que producen cambios en los patrones de las comunidades biológicas existentes y en el funcionamiento ecológico de los cuerpos acuáticos. Tal y como se explica más adelante, resulta conveniente también incluir en dicho análisis las variaciones vinculadas a variaciones extremas del caudal (e.g., flujos bajos, altos, extremadamente altos, etc.).

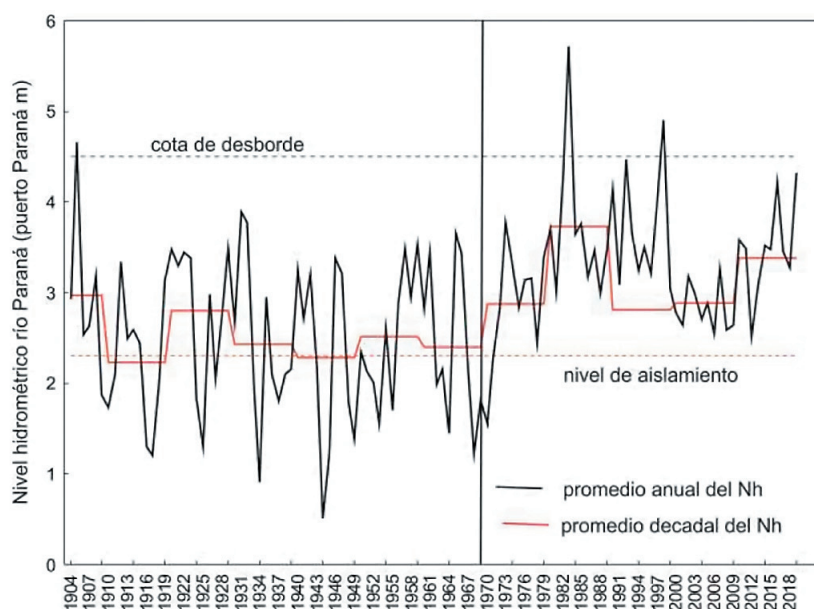


Figura 5. Serie histórica hidrológica del Río Paraná. Aumento de los niveles hidrológicos (Nh) mínimos desde la década del '70.

Figure 5. Hydrological time series of the Paraná River. Increase in minimum hydrological levels (Nh) since the 1970s.

El fundamento metodológico debería basarse en conocer las relaciones entre caudal y ecología que se adquirieron a través de estudios de ríos específicos, y aplicar dicho conocimiento a ríos ubicados en ecorregiones con características similares. De este modo, no sería necesario obtener información hidrológica y biológica detallada para cada río de forma individual. Este criterio de análisis permitiría generar relaciones entre la alteración de caudales y las respuestas ecológicas de ríos con diferentes tipos de regímenes hidrológicos.

A nivel mundial se realizaron múltiples esfuerzos para encontrar una metodología capaz de identificar dichas alteraciones de manera eficaz (Richter et al. 1996; Richter et al. 1998; Bragg et al. 2005; Olden et al. 2011; Kroll et al. 2015; Martin et al. 2015; Olden and Poff 2003; Mcmillan 2020; McMillan 2021; Sing and Basu 2022). Un aporte de relevancia es el realizado por Fernández et al. (2012), quien mediante el análisis de la distribución de los percentiles analiza las alteraciones del régimen de caudales asociadas al rango de variabilidad natural de las descargas anuales y mensuales y la aplicación de un indicador denominado indicador HMWB (*Heavily Modified Water Bodies*), el cual evalúa los cambios en la magnitud, la estacionalidad, la variabilidad y la duración de los flujos naturales. Si bien dicha metodología, aplicada en ríos europeos, resultó práctica para analizar las alteraciones hidrológicas, su principal limitante se vincula con que es aplicable sólo a cursos de agua muy modificados.

Asimismo, una buena recopilación de las diferentes metodologías para el análisis de alteraciones hidrológicas fueron realizadas por Belletti et al. (2015), quienes, sobre la base de 121 técnicas de análisis a nivel mundial, y considerando sus principales fortalezas, limitaciones, continuidad de datos y potencialidad de aplicación para mejorar la gestión de los recursos hídricos, los agruparon en 4 categorías: evaluación del hábitat físico, del hábitat ribereño, de la morfología y de la alteración del régimen hidrológico. Dicha investigación concluye que la principal carencia de la mayoría de los métodos es la insuficiente consideración de los procesos físicos, por lo que recomienda incorporar dichos componentes en los métodos de evaluación hidromorfológica. Desde un enfoque práctico, la principal dificultad para aplicar estas metodologías a los cuerpos de agua en la Argentina es,

quizás, la falta de este tipo de información e, incluso, la homogeneidad y continuidad en los tipos de análisis, así como la carencia de una sistematización para la obtención de la información.

Contemplando la vacancia de datos ya mencionada en este trabajo para la caracterización de caudales ambientales, en la Tabla 3 se sintetizan las metodologías disponibles, ventajas, desventajas y ejemplos de aplicación de acuerdo a 4 tipos de enfoques para caracterizar caudales ambientales en función del alcance del objetivo, el costo económico asociado, el tiempo y la escala para cada caso. El método holístico tiende a estimar los regímenes hidrológicos requeridos para mantener la integralidad del ecosistema, además de los usos sociales y productivos. Se basa en aportes multidisciplinarios y en el trabajo interdisciplinario. En términos generales, se trata de los estudios más completos para la estimación del caudal óptimo, pero quizás, la mayor desventaja se asocia a los tiempos necesarios para la ejecución de los mismos y la dificultad para lograr consensos entre las áreas del conocimiento involucradas. Las técnicas basadas en la simulación de hábitat tienen por objeto conservar especies específicas (generalmente peces) y preseleccionadas para que las necesidades de hábitat se puedan estimar de manera razonable en la zona de estudio. El fundamento de esta metodología se basa en el supuesto de la existencia de una relación entre el caudal y las condiciones físicas óptimas para la especie objetivo. Si bien se trata de una herramienta que permite predecir cuáles serán las consecuencias de la alteración de los caudales, la selección de la especie objetivo podría resultar arbitraria en relación con la importancia ecológica de otras. Los métodos de caracterización hidráulica, también conocidos como métodos de retención del hábitat, se basan en la identificación de la relación de alguna medida hidráulica de un río y los caudales (Jowet 1997). Este enfoque se fundamenta en que variables como el perímetro mojado, la profundidad máxima o la sección transversal de un río son factores limitantes de la biota. Dentro de éstos, el método del perímetro mojado es uno de los más conocidos y utilizados. Finalmente, los métodos hidrológicos se basan en el análisis de datos históricos (existentes o simulados) de los caudales de los ríos. No son de utilidad a nivel de taxa específica y proporcionan un caudal general que tiene por objeto conservar

Tabla 3. Cuadro de síntesis de las metodologías disponibles para la estimación de caudales ambientales.**Table 3.** Summary table of available methodologies for the estimation of environmental flows.

Método	Holístico	Simulación de hábitat	Hidráulico	Hidrológico
Alcance	Flexible	Detallado	Medio	Reconocimiento
Duración	1-3 años	1 año	2-4 meses	1 mes
Escala	Regional y tramo	Sección	Sección	Regional y tramo
Ventajas	Permiten incorporar las otras metodologías de estimación de Qeco y distintas disciplinas para encontrar una condición óptima de los ecosistemas acuáticos que se estudian en función del caudal. Se pueden considerar los más completo, ya que tienen en cuenta las múltiples interrelaciones que se presentan en el ambiente a nivel biótico, abiótico y socioeconómico. La secuencia en que se desarrollan estas metodologías —de forma rigurosa, organizada y bien estructurada— garantizan la reproductibilidad de los resultados	Permiten conocer la respuesta de una especie a la variación del caudal. Sirven como herramientas específicas de estudio para especies de flora o fauna. Interrelacionan las características hidráulicas y ecológicas de los ríos/arroyos bajo estudio. Permiten predecir las consecuencias de los cambios físicos sobre las comunidades hidrobiológicas. Pueden considerarse como una herramienta de evaluación de impacto	Permiten establecer nexos entre la hidráulica de un río/arroyo (perímetro mojado, profundidad de lámina de agua, velocidad, sustrato, etc.) y el bienestar del ecosistema. Tiempos de trabajo relativamente cortos. Son específicos al lugar de trabajo, a los transeptos o secciones hidráulicas trabajadas	Mayor grado de versatilidad en los datos. Facilidad de cálculo. Rápidos; emplean tiempos de trabajo bastante breves. La información que se requiere para su cálculo en la mayoría de casos existe y es de fácil acceso; registros hidrológicos. Registran el comportamiento histórico de las corrientes
Desventajas	Requieren un trabajo interdisciplinar de varios profesionales y ramas del conocimiento. Tiempos prolongados de trabajo (12 a 36 meses). Pueden resultar poco operacionales. Demandan gran cantidad de información de todas las áreas del conocimiento para que los expertos en el tema hagan sus recomendaciones. Es necesario contar con especialistas en cada grupo biológico, en hidrología, etc., lo cual implica una dinámica de trabajo compleja	Su especificidad limita los resultados a las especies bajo estudio, haciendo difícil generalizar los resultados. La selección de la especie objetivo es crítica. Emplearlos como herramienta de planeación y conservación, por ejemplo, implicaría realizar estudios extensos y recurrentes. El uso de curvas de preferencia de las especies objetivo puede ser un problema puesto que en muchos lugares esta información no está disponible	Se asumen vínculos ecológicos que no se comprueban. Implican mayor inversión económica con respecto a los métodos de enfoque hidrológico. Se asume que, a través de variables como profundidad de la lámina de agua, perímetro mojado y velocidad, principalmente, se pueden determinar las condiciones óptimas para las especies del ecosistema acuático, lo cual es sesgado	No tienen en cuenta el estudio de las características físicas y biológicas de los ríos/arroyos bajo estudio; ello implica que el Qeco puede ser subvalorado o sobrevalorado de acuerdo con los requerimientos reales del ecosistema acuático. Se asumen vínculos ecológicos. Proporcionan una estimación de caudales relativamente rápida, sin muchos recursos, pero de baja resolución
Métodos	<ul style="list-style-type: none"> • Método de <i>Building Block</i> (King et al. 2008) • Método <i>Benchmarking</i> (Brizga et al. 2002) • DRIFT (<i>Downstream Response to Imposed Flow Transformation</i>) (Arthington et al. 2003) 	<ul style="list-style-type: none"> • Metodología IFIM (<i>Instream Flow Incremental Methodology</i>) (Bove 1995) • Metodología PHABSIM (<i>Physical Habitat Simulation</i>) (Tharme 2003) 	<ul style="list-style-type: none"> • Método del perímetro mojado (Benetti et al. 2003) • <i>Toe-Width</i> (Swift 1975) • Método de múltiples transectas 	<ul style="list-style-type: none"> • Método de Tennant (1976) o de Montana. • Método de la curva de permanencia (Silveira and Silveira 2003) • Índices con la curva de duración de caudales • Método ELOHA (Poff 2010) • Método de Hoppe (Evans and England 1995) • Método 7Q10 (Silveira and Silveira 2003) • Método ETD (<i>Ecosystem Diagnosis and Treatment</i>) (Lestelle et al. 1996)

la integridad biótica de un curso de agua. Esto se basa en el supuesto de que una mayor cantidad de agua proporciona seguridad para el ecosistema y el mantenimiento de un mínimo que reduce el riesgo para la biota.

Análisis de las alteraciones hidrológicas en la Argentina (IHA-ELOHA)

Desde un enfoque práctico, y considerando que el caudal es la variable que mayor distribución de registros en términos de cantidad y continuidad posee a lo largo del territorio argentino, se propone emplear una metodología de análisis basada en el marco de trabajo ELOHA (Límites Ecológicos de las Alteraciones Hidrológicas) (Poff et al. 2010). La aplicación de este enfoque ha tenido buenos resultados en varios lugares del mundo (Kendy et al. 2009; Buchanan et al. 2013; McManamay et al. 2013; Kroll et al. 2015; Fantin-Cruz et al. 2015; Peres et al. 2016; Ge et al. 2018; Lu et al. 2018; Kuriqi et al. 2019; Zhang et al. 2019; Monico González 2022; Hamidifar et al. 2022; Brouziyne et al. 2022). Una de las principales ventajas de esta metodología consiste en que permite el análisis de las alteraciones a partir de un solo parámetro como lo son los caudales.

Para aplicar el marco metodológico ELOHA se propone emplear el *software* IHA (*Indicator of Hydrologic Alteration*), cuyo insumo básico son los caudales diarios medios registrados en una estación fluviométrica. Para llevar a cabo esta tarea, el programa utiliza un total de 67 estadísticos, de los cuales 34 son utilizados para determinar los componentes del caudal ecológico (EFC, por sus siglas en inglés), mientras que los 33 restantes son empleados para estimar los índices de alteración hidrológica (IHA, por sus siglas en inglés). Para la determinación de los EFC, el programa permite discretizar 5 categorías: caudales bajos, caudales extremadamente bajos, pulsos de caudal alto, pequeñas inundaciones y grandes inundaciones. Esta delineación se basa en la premisa de que los hidrogramas de los ríos pueden dividirse en un conjunto de modelos hidrográficos ecológicamente relevantes que se repiten. En este sentido, se indica que deben mantenerse la gama completa de condiciones de caudal representada por estos cinco tipos de eventos para que se mantenga la integridad ecológica del río. Es esencial conservar caudales adecuados durante los períodos de caudal bajo, pero también los caudales más altos y

las inundaciones, así como las condiciones de caudal extremadamente bajo, ya que cumplen funciones ecológicas importantes. Por ejemplo, en ríos naturales, después de un evento de precipitación o de un período de deshielo, y luego de que la escorrentía superficial proveniente de la captación relacionada con estos eventos disminuye, el río retorna a su nivel de flujo base, el cual es alimentado por la descarga de agua subterránea en el cauce. Los niveles de caudal bajo de un río, que suelen variar con las estaciones, imponen una restricción fundamental a las comunidades acuáticas, ya que influyen directamente en la diversidad y en el número de organismos que pueden vivir allí.

El abordaje empleado permite definir las relaciones existentes entre los componentes del caudal ecológico y las alteraciones en el régimen ecológico. A continuación, se describen dichas asociaciones.

Caudales extremadamente bajos. Durante los períodos de sequía, el caudal de los ríos alcanza niveles muy bajos, lo que puede ejercer una presión sobre muchos organismos, pero también puede proporcionar las condiciones necesarias para otras especies. La química del agua, la temperatura y disponibilidad de oxígeno pueden generar condiciones de mortalidad para muchas especies acuáticas. Sin embargo, bajo estas condiciones se pueden concentrar presas acuáticas para otras especies o bien permitir la regeneración de ciertas especies de plantas (e.g., un ciprés calvo o ciprés de los pantanos) debido a la sequía que se genera en áreas bajas de la planicie de inundación.

Pulsos de caudal alto. Cuando una tormenta produce abundantes precipitaciones o durante períodos de deshielo, el río superará su nivel de caudal bajo. Según la definición propia del *software*, los pulsos de caudal alto incluyen cualquier crecimiento del agua que no sobrepase las riberas del cauce. Estos pulsos proporcionan interrupciones importantes en los caudales bajos, ya que generan un alivio necesario para las altas temperaturas del agua o los niveles bajos de oxígeno típico de los caudales bajos. Además, proporcionan un aporte nutritivo de material orgánico y facilitan el movimiento de los peces y otras criaturas móviles tanto corriente arriba como corriente abajo.

Pequeñas inundaciones. Nuevamente, las pequeñas inundaciones refieren a todas las

crecidas del río que sobrepasan el cauce principal, sin incluir inundaciones extremas de mayor tiempo de recurrencia. Durante estas inundaciones, los peces pueden moverse con mayor facilidad e, incluso, alcanzar las planicies de inundación o humedales inundados, facilitando también los accesos a cauces secundarios, remansos, ciénagas. Esto es importante, ya que estas áreas suelen proporcionar recursos alimentarios sustanciales además de ser zonas más templadas y estar llenas de nutrientes e insectos que estimulan un mayor crecimiento en los organismos acuáticos.

Grandes inundaciones. Estas inundaciones suelen cambiar la estructura biológica y física de un río, así como su planicie de inundación. Ese fenómeno puede reducir sustancialmente las poblaciones de muchas especies, pero también pueden crear ventajas competitivas para otras ya que pueden generar hábitats en meandros abandonados y humedales en las planicies de inundación.

Adicionalmente, el software también permite identificar los índices de alteración hidrológica. Para realizar dicha determinación, el programa agrupa los estadísticos en 5 conjuntos: magnitud de las condiciones hidrológicas mensuales, magnitud y duración de las condiciones hidrológicas extremas anuales, momento de las condiciones hidrológicas extremas anuales, frecuencia y duración de los pulsos altos y bajos, y tasa y frecuencia de los cambios de las condiciones hidrológicas. Una vez determinados dichos índices, el programa permite comparar dos períodos (pre-impacto y post-impacto) empleando un análisis del rango de variación (RVA).

La relevancia del RVA se deriva de la teoría de la ecología acuática relativa al papel crítico de la variabilidad hidrológica y las características asociadas de tiempo, frecuencia, duración y tasas de cambio, en el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos (Richter 1996). El RVA usa como referencia la variación natural de los valores de los parámetros IHA anterior al desarrollo para definir el alcance de las alteraciones a los regímenes naturales de caudales. De esta forma este parámetro utiliza como punto de partida valores de caudales diarios medidos o sintetizados de un período durante el cual las perturbaciones humanas del régimen hidrológico fueron insignificantes. De esta manera, la variación anterior al desarrollo también puede usarse como base para definir

las metas iniciales de caudal ecológico. En este sentido, Richter et al. (1997) sugieren que los organismos encargados de gestionar los caudales agua deberían orientar sus esfuerzos a mantener la distribución de los valores anuales de los parámetros IHA tan cercanos a las distribuciones anteriores al impacto como sea posible.

Como se mencionó anteriormente, el análisis se realiza a partir de 33 parámetros hidrológicos diferentes, utilizando los métodos definidos en Richter et al. (1996). El RVA se realiza mediante la selección de un rango de variación en cada uno de los 33 parámetros anteriores y posteriores al impacto (e.g., los valores a ± 1 desviación estándar de la media o el rango del percentil). El empleo de los percentiles para determinar el RVA permite definir 3 categorías de alteración hidrológica en función de las variaciones: bajo RVA (P_{33}), medio RVA (P_{34} - P_{67}) y Alto RVA (P_{67}).

Finalmente, en virtud de las frecuencias observadas y estimadas, determina los valores para la alteración hidrológica para cada uno de los grupos IHA, los cuales permiten identificar sobre qué grupo de parámetros han ocurrido las principales alteraciones. Un valor positivo de alteración hidrológica significa que la frecuencia de los valores en la categoría aumentó entre el período anterior y el posterior al impacto (con un valor máximo de infinito), mientras que un valor negativo significa que la frecuencia disminuyó (su valor mínimo es -1).

Con el objeto mostrar una aplicación práctica del *software*, en la Figura 6 se muestran los resultados obtenidos para la serie de caudales diarios del Río Paraná, cuyas principales intervenciones antrópicas se vinculan con obras hidráulicas realizadas aguas arriba entre los años 1960 y 1970. La serie se compone de datos diarios registrados en la estación Corrientes para el período 1904-2021. En la Figura 6a se representa la serie completa, mostrando la distribución general de los componentes del caudal ecológico. En términos generales, la primera alteración se vincula con la desaparición de los pulsos de caudal extremadamente bajos y un incremento de las grandes inundaciones.

Por otra parte, esta técnica también permite identificar las frecuencias anteriores y posteriores a un impacto determinado, las cuales se representan en las figuras 6b, 6c, 6d



Figura 6:*

*Figura 6. Ejemplo de estimación de los componentes del caudal ecológico (a) y las alteraciones de las frecuencias para caudales extremadamente bajos (b), pulsos de caudal alto (c), grandes inundaciones (d) y pequeñas inundaciones (e) obtenidos a partir del software IHA - ELOHA para la estación Paraná, Río Paraná, serie 1903/2021.

Figure 6. Example of estimation of ecological flow components (a) and frequency alterations for extremely low flows (b), high flow pulses (c), large floods (d) and small floods (e) obtained from the IHA - ELOHA software for the Paraná station, Río Paraná, 1903/2021 series.

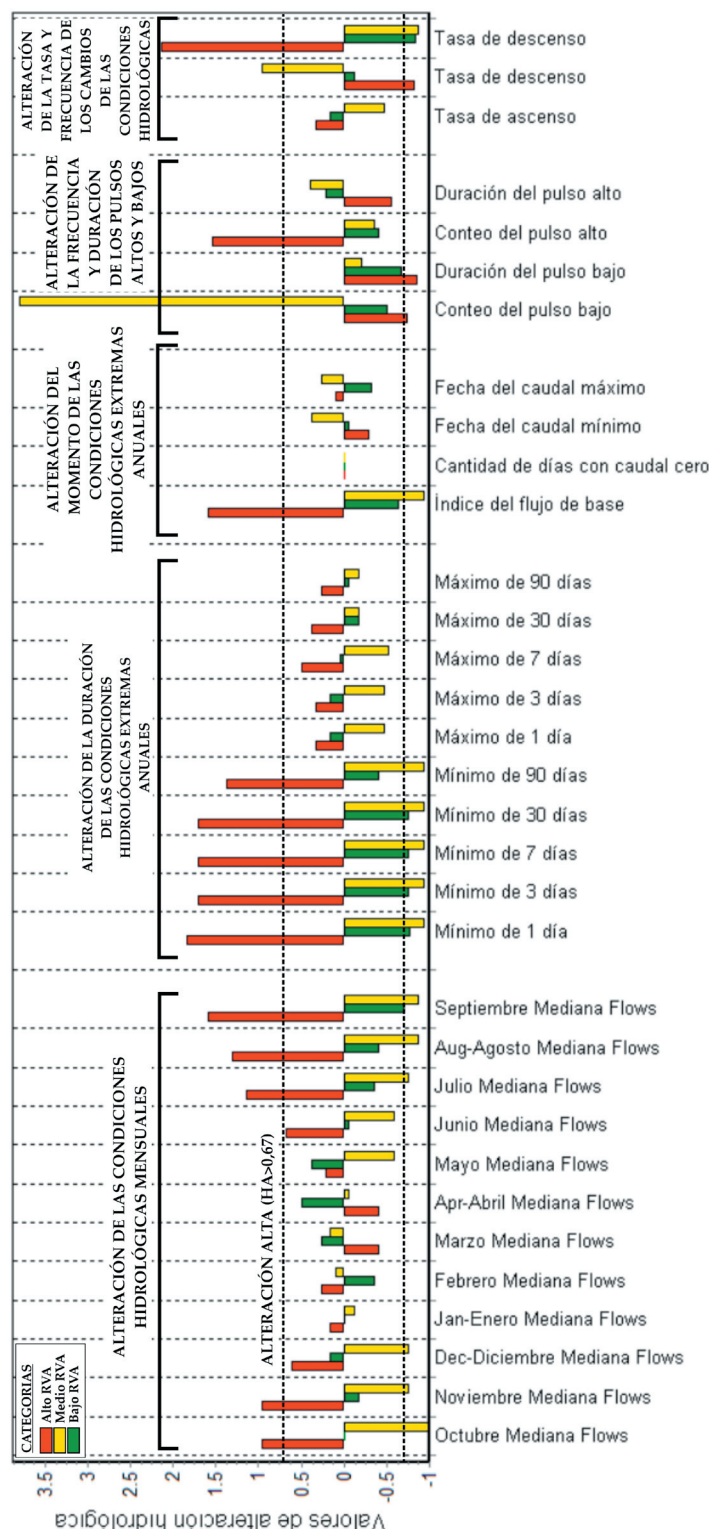


Figura 7. Ejemplos de aplicación de análisis RVA (IHA Software) para el análisis pre-impacto (1903-1970) y post-impacto (1970-2021) para la estación fluviométrica Corrientes, Río Paraná.

Figure 7. Application examples obtained from the RVA analysis (IHA Software) for the pre-impact (1903-1970) and post-impact (1970-2021) analysis for the fluvioimetric station Corrientes, Río Paraná.

y 6e. El análisis de dichas frecuencias confirma lo descrito anteriormente, y se verifica que luego del año 1970 (post-impacto), desaparecen los caudales extremadamente bajos (Figura 6b) y aumentan la media y los desvíos estándar de los pulsos de caudal alto, de grandes y de pequeñas inundaciones (Figura 6c, 6d y 6e).

Asimismo, el análisis de la Figura 7 permite identificar la alteración hidrológica para cada uno de los tres factores de alteración hidrológica: bajo, medio y alto RVA, de los 33 parámetros que mide el IHA. En este estudio se discretizaron los rangos absolutos del factor HA (alteración hidrológica) en tres clases: poca o ninguna alteración (<33%), alteración moderada (33%-67%) y alteración alta (>67%), según Richter et al. (1998). En términos generales, se verifica una alta alteración en la mayoría de los estadísticos, en tanto que las principales alteraciones hidrológicas se manifiestan para la categoría de alto RVA (P₆₇).

Se observa una elevada alteración en la categoría del alto RVA para los caudales mensuales registrados entre julio y noviembre. En cuanto a la magnitud y la duración de caudales, las principales alteraciones también se verifican en la categoría de alto RVA para los caudales mínimos de 1, 3, 7, 30 y 90 días. La misma condición se advierte para los estadísticos de índice de flujo base, los conteos de pulso bajo y la tasa de descenso (descarga).

Si bien la metodología permite identificar alteraciones hidrológicas en base a la frecuencia, la magnitud o la intensidad de una serie de caudales, resulta necesario validar dichas afirmaciones mediante relevamientos de campo específicos que permitan verificar el cambio en el comportamiento ecológico asociado a dicha alteración a partir de una situación de referencia previa.

Una metodología complementaria que podría contribuir a la descripta anteriormente podría ser la desarrollada por Kleiner et al. 2020, quienes mediante la identificación de ELFs (*Ecological Limit Functions*), describen la relación entre la riqueza máxima de especies y las características del tamaño del arroyo (caudal o área de drenaje). No obstante, en la Argentina, la disponibilidad de datos se restringe a estudios puntuales los cuales no pueden ser extrapolados debido a su grado de especificidad o a la dificultad práctica de replicación de las técnicas empleadas.

CONSIDERACIONES FINALES

Reconocer el significado ecológico de las alteraciones en el régimen hidrológico requiere de un desarrollo conceptual y de la disponibilidad temporal de información biótica y datos hidrológicos que posibiliten su interpretación. En algunas regiones de la Argentina, la disponibilidad de información hidrológica se considera relativamente escasa y muchas veces no permite una adaptación a objetivos específicos. El análisis de los datos de caudales diarios y mensuales provista por la BDHI permitió reconocer la ubicación de los sitios de medición con series hidrológicas con continuidad y extensión suficiente, revelando que el porcentaje de estaciones con series continuas de 20 años para evaluar alteraciones hidrológicas alcanza un 22% en relación al total. Esta falta de disponibilidad de datos en aquellos casos en los cuales se pretender verificar los efectos producidos por una actividad antrópica puntual (e.g., represa) resultan una limitación al momento de intentar realizar un análisis de las condiciones previas y posteriores a dicha intervención. Asimismo, en aquellos casos en los cuales se requiera interpretar o detectar una alteración hidrológica asociada a un cambio climático, se necesitará — sin dudas — una serie hidrológica de mayor escala temporal.

Las metodologías a emplear para estimar las alteraciones hidrológicas de las características que los cuerpos acuáticos (lóticos o lénticos) deben incluir la integración de variaciones específicas para cada caso, el tipo de régimen hidrológico característico y el ambiente en donde se emplaza.

Es de destacar que un diagnóstico completo que permita verificar procesos de alteración hidrológica requiere además de las mediciones tradicionales de caudales y alturas hidrométricas, otro tipo de parámetros como por ejemplo la determinación de sólidos en suspensión, carga de fondo, pH, temperatura, turbidez, DBO y DQO. En el caso de los sistemas lénticos, por ejemplo, además de los mencionados anteriormente, resulta necesario determinar otros parámetros como, por ejemplo, la transparencia, el contenido de clorofila y el fósforo, que permiten estimar su estado trófico (Carlson 1977). En términos generales el registro de los parámetros mencionados anteriormente es poco habitual, y menos frecuente aun una continuidad de registros que permita analizar su evolución de acuerdo con una escala temporal adecuada.

En relación con la información biótica requerida para evaluar las alteraciones hidrológicas, la Argentina cuenta actualmente con una caja de herramientas de bioindicadores (e.g., índices bióticos) que pueden satisfacer las necesidades requeridas para el cálculo de caudales ambientales (Dominguez et al. 2020). El empleo de imágenes satelitales resulta otra herramienta de fácil adquisición que se podría emplear para caracterizar e identificar las alteraciones del régimen hidrológico a lo largo del tiempo a escala regional. El análisis seriado de imágenes multiespectrales o de radar permitiría identificar incluso, modificaciones en sitios de difícil acceso, y que normalmente no se registran debido a problemas en la implementación del plan de monitoreo. En este sentido, en la actualidad existen instituciones nacionales e internacionales que publican sistemáticamente y de manera gratuita una amplia gama de catálogos de imágenes captadas por satélites pasivos y activos en un amplio rango de resoluciones espaciales, espectrales y temporales. La aparición de los VANT (vehículos aéreos no tripulados) ha abierto un nuevo horizonte en la caracterización y monitoreo de este tipo los cuerpos de agua. Los sensores y las cámaras multiespectrales cada vez más completas que estos equipos pueden portar los convierte en una herramienta útil y versátil para adquirir imágenes aéreas que aportan abundante información, en tiempos de relevamiento acotados (minutos), a bajo costo y en lugares de difícil acceso (Rodrigues Capítulo et al. 2021).

A escala local, podría resultar útil el empleo de información secundaria proveniente de los distintos organismos que gestionan los recursos hídricos; entre otros, aquellos de carácter provincial, comités de cuenca y organizaciones privadas. Si bien en la mayor parte de los casos la información no se encuentra sistematizada y de acceso público como la BDHI, el empleo puntual de esta información permitiría identificar procesos locales vinculados a la alteración del régimen hidrológico.

Considerando las metodologías disponibles para el análisis de las alteraciones del

régimen hidrológico, los métodos holísticos son los que mejores resultados y menor incertidumbre brindan en función del carácter multidisciplinario de las soluciones que este tipo de enfoques proponen. Sin embargo, esta última condición —la cual supone generar consensos entre las diferentes disciplinas, sumada a los elevados costos, a la necesidad de generar información por parte de las diferentes áreas del conocimiento y al tiempo necesario para alcanzar resultados que sean aplicables y replicables a todo el territorio— son las principales desventajas.

Desde un enfoque aplicado, y considerando que la variable que mayor distribución posee en el territorio argentino son los caudales, el empleo de la metodología basada en el marco de trabajo ELOHA podría resultar una alternativa viable para realizar una primera aproximación para la estimación de las alteraciones de los regímenes ecohidrológicos a escala regional en nuestro país.

La escasa disponibilidad temporal y espacial de la información hidrológica disponible para la identificación de las alteraciones régimen hidrológico, abordadas en este trabajo, pone de manifiesto la necesidad mejorar la sistematización en la adquisición de datos. En este sentido, si bien los datos permiten abordar una caracterización a escala regional, en los casos en los cuales se requiere un mayor detalle será necesario adaptar las metodologías de estudio y mejorar la información hidrológica. Para esto último, será necesario aumentar las frecuencias de mediciones e incluir una mayor variedad de parámetros que permitan evaluar los procesos involucrados en las alteraciones hidrológicas. En tal sentido, en sucesivas aproximaciones será posible avanzar desde escalas regionales a otras de mayor detalle.

Finalmente, es oportuno mencionar que para generar políticas hídricas de manejo a largo plazo en la Argentina es necesario contar con el compromiso de las autoridades competentes a fin de garantizar la creación y sistematización de nuevas bases de datos que permitan una mejor comprensión de las alteraciones del régimen hidrológico y sus implicancias ecológicas.

REFERENCIAS

- Abell, R., M. L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. C. Balderas, W. Bussing, M. L. J. Stiassny, P. Skelton, G. R. Allen, P. Unmack, A. Ng, R. Naseka, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J. V. Higgins, T. J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. L. López, R. E. Reis, J. G. Lundberg, M. H. S. Pérez, and P. Petry. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58:403-414. <https://doi.org/10.1641/B580507>.

- Abou Rafee, S. A., C. B. Uvo, J. A. Martins, L. M. Domingues, A. P. Rudke, T. Fujita, and E. D. Freitas. 2019. Large-scale hydrological modelling of the Upper Paraná River Basin. *Water* 11(5):882. <https://doi.org/10.3390/w11050882>.
- Abrial, E., R. E. Lorenzón, A. P. Rabuffetti, M. C. Blettler, and L. A. Espinola. 2021. Hydroecological implication of long-term flow variations in the middle Paraná river floodplain. *Journal of Hydrology* 603:126957. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126957>.
- Aguilera, G., and M. Pouilly. 2012. Caudal ecológico: definiciones, metodologías y adaptación a la región andina. *Acta Zoológica Lilloana* 15-30.
- Angarita, H., J. Delgado, M. I. Escobar-Arias, and T. Walschburger. 2013. Escenarios de alteración regional del régimen hidrológico en la cuenca Magdalena-Cauca por intensificación de la demanda para hidroenergía. Pp. 5303-5315 *en* Memorias del Congreso Internacional AGUA, Universidad del Valle, Cali, Colombia (Vol. 5).
- Antico, A., R. O. Aguiar, and M. L. Amsler. 2018. Hydrometric data rescue in the Paraná River Basin. *Water Resources Research* 54(2):1368-1381. <https://doi.org/10.1002/2017WR020897>.
- Antonio, C., G. G. Ovando, and G. J. Díaz. 2021. ENSO influence on corn and soybean yields as a base of an early warning system for agriculture in Córdoba, Argentina. *European Journal of Agronomy* 129:126340. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126340>.
- Arrington, D. A., K. O. Winemiller, and C. A. Layman. 2005. Community assembly at the patch scale in a species-rich tropical river. *Oecologia* 144:157-167. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0014-7>.
- Arthington, A. H., J. L. Rall, M. J. Kennard, and B. J. Pusey. 2003. Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology. *River Research and Applications* 19(5-6):641-666. <https://doi.org/10.1002/rra.728>.
- Barrera, D., and A. Maggi. 2018. Variabilidad de la precipitación en el altiplano argentino. Incidencia de la transición climática 1976/1977 y del fenómeno el niño-oscilación del sur en el noroeste argentino. *Revista Meteorológica* 43(1): 41-71.
- Basilico, G. O., L. D. Cabo, and A. Faggi. 2011. Consecuencias del cambio climático global sobre un sistema acuático pampeano (arroyo La Chozá; Buenos Aires, Argentina). In III Congreso Internacional sobre Cambio Climático y Desarrollo Sustentable (La Plata, 2011).
- Bayley, P. B. 1995. Understanding large river floodplain ecosystems. *Bioscience* 45:153-158. <https://doi.org/10.2307/1312554>.
- Bejarano, M. D., Á. Sordo-Ward, C. Alonso, and C. Nilsson. 2017. Characterizing effects of hydropower plants on sub-daily flow regimes. *Journal of Hydrology* 550:186-200. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.023>.
- Belletti, B., M. Rinaldi, A. D. Buijse, A. M. Gurnell, and E. Mosselman. 2015. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences* 73(5):2079-2100. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3558-1>.
- Belmar, O., N. Vila-Martínez, C. Ibáñez, and N. Caiola. 2018. Linking fish-based biological indicators with hydrological dynamics in a Mediterranean river: Relevance for environmental flow regimes. *Ecological Indicators* 95:492-501. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.073>.
- Benetti, A., E. Lanna, and M. Cobalchini. 2003. Metodologías para determinação de vazoes ecológicas em ríos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8:149-160. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n2.p149-160>.
- Bohn, V. Y., A. L. Delgado, M. Piccolo, and G. M. Perillo. 2016. Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences* 75(9):1-15. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5569-6>.
- Bonetto, A. A. 1975. Hydrologic Regime of the Parana River and Its Influence on Ecosystems (Vol. 10, Pp. 175). Taylor and Francis.
- Boninsegna, J. A. 2013. Impacto del cambio climático en los oasis del oeste argentino.
- Boninsegna, J., and A. Llop. 2015. Impactos y vulnerabilidad al cambio climático de los principales ríos de Mendoza y San Juan a partir de la evolución de los glaciares cordilleranos: la economía del cambio climático en la Argentina.
- Boulanger, J. P., J. Leloup, O. Penalba, M. Rusticucci, F. Lafon, and W. Vargas 2005. Observed precipitation in the Paraná-Plata hydrological basin: long-term trends, extreme conditions and ENSO teleconnections. *Climate Dynamics* 24(4):393-413. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5569-6>.
- Bovee, K. D. 1995. A comprehensive overview of the instream flow incremental methodology. National Biological Service, Fort Collins, CO.
- Bower, L. M., B. K. Peoples, M. C. Eddy, and M. C. Scott. 2022. Quantifying flow-ecology relationships across flow regime class and ecoregions in South Carolina. *Science of the Total Environment* 802:149721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149721>.
- Bragg, O. M., A. R. Black, R. W. Duck, and J. S. Rowan. 2005. Approaching the physical-biological interface in rivers: a review of methods for ecological evaluation of flow regimes. *Progress in Physical Geography* 29(4):506-531. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp460ra>.
- Brizga, S. O., A. H. Arthington, S. C. Choy, M. J. Kennar, S. J. Mackay, B. J. Pusey, and G. L. Werren. 2002. Benchmarking, a 'top-down' methodology for assessing environmental flows in Australian rivers. In Proceedings of the International Conference on Environmental Flows for River Systems, Southern Waters, University of Cape Town, South Africa.
- Brouziyne, Y., S. Belaqziz, L. Benaabidate, A. Aoubdillah, A. El Bilali, A. Elbeltagi, and A. Chehbouni. 2022. Modeling long term response of environmental flow attributes to future climate change in a North African watershed (Bouregreg watershed, Morocco). *Ecohydrology and Hydrobiology* 22(1):155-167. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp460ra>.
- Buchanan, C., H. L. Moltz, H. C. Haywood, J. B. Palmer, and A. N. Griggs. 2013. A test of the ecological limits of

- hydrologic alteration (ELOHA) method for determining environmental flows in the Potomac River basin, USA. *Freshwater Biology* 58(12):2632-2647. <https://doi.org/10.1111/fwb.12240>.
- Burkart, R., N. O. Bárbaro, R. O. Sánchez, and D. A. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales. Pp. 42.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes 1. *Limnology and Oceanography* 22(2):361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Castello, L., and M. N. Macedo. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol* 22:990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.
- Compagnucci, R. H., and E. A. Agosta. 2008. La precipitación de verano en el centro-oeste de Argentina y los fenómenos interanual El Niño/Oscilación Sur (ENOS) e interdecádico "tipo" ENOS. *Geoacta* 33:97-103.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415:23. <https://doi.org/10.1038/415023a>.
- Crutzen, P. J., and E. F. Stoermer. 2000. The Anthropocene. *IGBP Global Change Newsl* 41:17-18.
- de la Casa, A. C., and G. G. Ovando. 2006. Influencia de episodios El Niño-Oscilación Sur (ENOS) sobre la precipitación y el rendimiento de maíz en la provincia de Córdoba, Argentina. *Agricultura Técnica* 66(1):80-89. <https://doi.org/10.4067/S0365-28072006000100009>.
- Doffo, N. C., S. Degiovanni, K. Echevarría, A. Jimena, and M. Santinelli. 2021. Alteraciones morfohidrológicas en el tramo inferior del río Cuarto, Córdoba (Argentina), producidas por obras de control de inundaciones. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 78(2):231-245.
- Domínguez, E., A. Giorgi, and N. Gómez. 2020. La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina. Eudeba, Buenos Aires.
- Espínola, L. A., A. P. Rabuffetti, E. Abrial, M. L. Amsler, M. C. M. Blettler, A. P. Paira, N. Simoes, and L. N. Santos. 2016. Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river. *Mar Freshwater Res* 68:319-330. <https://doi.org/10.1071/MF15141>.
- Espínola, L. A., M. L. Amsler, A. R. Paira, E. E. Drago, M. Blettler, and A. A. Agostinho. 2014. Effects of decadal changes in the hydrological regime of the middle reach of the Paraná River (Argentina) on fish densities. *Environmental Biology of Fishes* 97(7):757-771. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0177-8>.
- Evans, J. W., and R. H. England. 1995. A recommended method to protect instream flows in Georgia. Social Circle, Georgia: Georgia Department of Natural Resources, Wildlife Resources Division.
- Fantin-Cruz, I., O. Pedrollo, P. Girard, P. Zeilhofer, and S. K. Hamilton. 2015. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. *Journal of Hydrology* 531:810-820. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.045>.
- Fernández, J. A., C. Martínez, and F. Magdaleno. 2012. Application of indicators of hydrologic alterations in the designation of heavily modified water bodies in Spain. *Environmental Science and Policy* 16:31-43. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.004>.
- Ferreira, K., T. M. Lopes, I. D. P. Affonso, A. A. Agostinho, and L. C. Gomes. 2020. Dam reverse flow events influence limnological variables and fish assemblages of a downstream tributary in a Neotropical floodplain. *River Research and Applications* 36(2):305-313. <https://doi.org/10.1002/rra.3584>.
- Finessi, F. G., and D. Groch. 2018. Estudio hidrológico de la Cuenca Alta del Río Neuquén. Bachelor's thesis, Universidad Nacional del Comahue. Facultad de Humanidades.
- Fisher, B., R. K., Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
- Gao, Y., R. M. Vogel, C. N. Kroll, N. L. Poff, and J. D. Olden. 2009. Development of representative indicators of hydrologic alteration. *Journal of Hydrology* 374(1-2):136-147. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.009>.
- Ge, J., W. Peng, W. Huang, X. Qu, and S. K. Singh. 2018. Quantitative assessment of flow regime alteration using a revised range of variability methods. *Water* 10(5):597. <https://doi.org/10.3390/w10050597>.
- Gebremicael, T. G., Y. A. Mohamed, and P. Van der Zaag. 2019. Attributing the hydrological impact of different land use types and their long-term dynamics through combining parsimonious hydrological modelling, alteration analysis and PLSR analysis. *Science of the Total Environment* 660:1155-1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.085>.
- Grimson, R., N. S. Morandeira, M. P. Gayol, and P. Kandus. 2019. Freshwater marsh classification in the Lower Paraná River floodplain: an object-based approach on multitemporal X-band COSMO-SkyMed data. *Journal of Applied Remote Sensing* 13(1):014531. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.13.014531>.
- Hamidifar, H., F. Akbari, and P. M. Rowiński. 2022. Assessment of Environmental Water Requirement Allocation in Anthropogenic Rivers with a Hydropower Dam Using Hydrologically Based Methods—Case Study. *Water* 14(6): 893. <https://doi.org/10.3390/w14060893>.
- Hiddink, J. G., B. MacKenzie, and A. Rijnsdorp. 2008. Importance of fish biodiversity for the management of fisheries and ecosystems. *Fish Res* 90:6-8. <https://doi.org/10.3390/w14060893>.
- Jobbágy, E. G., M. Pascual, M. P. Barral, M. Poca, L. G. Silva, J. Oddi, and P. E. Villagra. 2021. Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua. *Ecología Austral* 32(1bis):918-933. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1213>.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. J Fish Aquat SCI. Special Publication* 106:110-127.
- Kendy, E., J. S. Sanderson, J. D. Olden, C. D. Apse, M. M. DePhilip, J. A. Haney, and J. K. H. Zimmerman. 2009. Applications of the ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA) in the United States. In International Conference

- on Implementing Environmental Water Allocations. Pp. 23-26.
- Kiesel, J., A. Gericke, H. Rathjens, A. Wetzig, K. Kakouei, S. C. Jähnig, and N. Fohrer. 2019. Climate change impacts on ecologically relevant hydrological indicators in three catchments in three European ecoregions. *Ecological Engineering* 127:404-416. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.019>.
- King, J. M., R. E. Tharme, and M. S. De Villiers. 2008. *Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block Methodology*, WRC Report No. TT354/08. Water Research Commission. Pretoria. Sudáfrica.
- Kleiner, J., E. Passero, R. Burgholzer, J. Rapp, and D. Scott. 2020. A New Instream Flow Framework for Rapid Generation and Optimization of Flow-Ecology Relations. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 56(6): 949-966. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12876>.
- Kroll, C. N., K. E. Croteau, and R. M. Vogel. 2015. Hypothesis tests for hydrologic alteration. *Journal of Hydrology* 530:117-126. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.057>.
- Kuriqi, A., A. N. Pinheiro, A. Sordo-Ward, and L. Garrote. 2019. Flow regime aspects in determining environmental flows and maximising energy production at run-of-river hydropower plants. *Applied Energy* 256:113980. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113980>.
- Leblanc, M. J., G. Favreau, S. Massuel, S. O. Tweed, M. Loireau, and B. Cappelaere. 2008. Land clearance and hydrological change in the Sahel: SW Niger. *Global and Planetary Change* 61(3-4):135-150. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.08.011>.
- Lenzi, L. M. 2017. Evaluación del impacto del cambio climático en los procesos hidrológicos de la Cuenca del Arroyo Feliciano, Entre Ríos, Argentina.
- Lestelle, L. C., and L. E. Mobernd. 1996. *Applied Ecosystem Analysis - a Primer: EDT the Ecosystem Diagnosis and Treatment Method* (No. DOE/BP-33243-2). Mobernd Biometrics, Inc. <https://doi.org/10.2172/658270>.
- Lovino, M. A., O. V. Müller, G. V. Müller, L. C. Sgroi, and W. E. Baethgen. 2018. Interannual-to-multidecadal hydroclimate variability and its sectoral impacts in northeastern Argentina. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(6):3155-3174. <https://doi.org/10.5194/hess-22-3155-2018>.
- Lu, W., H. Lei, D. Yang, L. Tang, and Q. Miao. 2018. Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong River basin of Southeast China. *Journal of Hydrology* 567:382-392. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.034>.
- Martin, D. M., J. W. Labadie, and N. L. Poff. 2015. Incorporating social preferences into the ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a case study in the Yampa-White River basin, Colorado. *Freshwater Biology* 60(9):1890-1900. <https://doi.org/10.1111/fwb.12619>.
- Martínez Duarte, J. A. 2019. Esquemas de compensación por servicios ecosistémicos en la Argentina. *Revista de Ciencia y Tecnología* 31:1-10.
- McManamay, R. A., D. J. Orth, C. A. Dolloff, and D. C. Mathew. 2013. Application of the ELOHA framework to regulated rivers in the Upper Tennessee River Basin: a case study. *Environmental Management* 51(6):1210-1235. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0055-3>.
- McMillan, H. 2020. Linking hydrologic signatures to hydrologic processes: A review. *Hydrological Processes* 34(6): 1393-1409. <https://doi.org/10.1002/hyp.13632>.
- McMillan, H. K. 2021. A review of hydrologic signatures and their applications. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 8(1):e1499. <https://doi.org/10.1002/wat2.1499>.
- Molfino, S., and M. R. Acuña. 2021. Navegando el Paraná. Apuntes de dos investigadores desde la línea de flotación. *BORDES* 22:117-125.
- Monico González, V. 2022. Efecto del régimen de caudales ecológicos sobre los indicadores de alteración hidrológica. Caso de estudio, cuenca del río Órbigo (Demarcación Hidrográfica del Duero).
- Montroull, N. B., R. I. Saurral, I. A. Camilloni, A. Sörensson, C. Menéndez, and R. Ruscica. 2013. Escenarios hidrológicos futuros en la región de los esteros del Iberá en el contexto del cambio climático. *Meteorologica* 38(1):3-19.
- Morello, J., S. D. Matteucci, A. F. Rodríguez, and M. E. Silva. 2012. *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos de Argentina*. Orientación Gráfica Editora. Pp. 719.
- Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15:424- 441.
- Norte, F., S. Simonelli, and N. Heredia. 1998. Impacto del fenómeno ENOS en el régimen hidrometeorológico de Mendoza, Argentina. *Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines* 27(3).
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, and R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:2-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008>.
- Olden, J. D., and N. L. Poff. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19(2):101-121.
- Olden, J. D., M. J. Kennard, and B. J. Pusey. 2012. A framework for hydrologic classification with a review of methodologies and applications in ecohydrology. *Ecohydrology* 5(4):503-518. <https://doi.org/10.1002/eco.251>.
- Paredes del Puerto, J. M., I. D. García, T. Maiztegui, A. H. Paracampo, L. Rodrigues Capítulo, J. R. García de Souza, and D. C. Colautti. 2022. Impacts of land use and hydrological alterations on water quality and fish assemblage structure in headwater Pampean streams (Argentina). *Aquatic Sciences* 84(1):1-15. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00836-1>.
- Pasquini, A. I., and P. J. Depetris. 2011. Southern patagonia's Perito Moreno glacier, Lake Argentino, and Santa Cruz River hydrological system: an overview. *Journal of Hydrology* 405(1-2):48-56. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.009>.
- Pedron, I. T. 2012. Anthropogenic effects and climate change on mesoscale: deforestation and population and trends

- in humidity and temperatures. *En World Congress on Water, Climate and Energy* 2012. Pp. 3. URL: tinyurl.com/yxbhhtnu.
- Peres, D. J., and A. Cancelliere. 2016. Environmental flow assessment based on different metrics of hydrological alteration. *Water Resources Management* 30(15):5799-5817. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1394-7>.
- Poff, N. L., and J. H. Matthews. 2013. Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects. *Curr Opin Env Sust* 5:667-675. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.006>.
- Poff, N. L., and J. D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2):606-627. <https://doi.org/10.2307/1941217>.
- Poff, N. L., B. D. Richter, A. H. Arthington, S. E. Bunn, R. J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B. P. Bledsoe, M. C. Freeman, J. Henriksen, R. B. Jacobson, J. G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O'Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme, and A. Warner. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshw Biol* 55:147-170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>.
- Puig, A., H. Olguin Salinas, and A. S. Castro. 2016. Alteraciones del régimen hidrológico fluvial y consideraciones sobre caudales ambientales.
- Quevedo, J. M., G. Gomes, A. M. Lisboa, and M. M. Werlang. 2018. Flow Forecasting System Downstream the Itaipú Dam. Pp. 423-431 *en Advances in Hydroinformatics*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7218-5_30.
- Quirós, R. 1990. The Paraná River basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* 15: 442-451.
- REM.AQUA. 2020. Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos. M.AyDS-CONICET, La Plata, Argentina.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, J. Powell, and D. P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10(4):1163-1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>.
- Richter, B., J. Baumgartner, R. Wigington, and D. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37(1):231-249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, D. P. Braun, and J. A. Powell. 1998. spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regul Rivers Res Manag* 14:329-340. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199807/08\)14:4%3C329:AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4%3C329:AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E).
- Rodrigues Capítulo, L., P. Laurencena, J. M. García, N. Gómez, and E. Kruse. 2021. Aplicación de nuevas técnicas en la caracterización de humedales relacionados con el agua subterránea. *Boletín Geológico y Minero* 132(1):7-14. ISSN: 0366-0176. <https://doi.org/10.21701/bolgeomin.132.1-2.001>.
- Rolls, R. J., B. C. Chessman, J. Heino, B. Wolfenden, I. O. Grouns, K. J. Cheshire, and G. L. Butler. 2021. Consequences of hydrological alteration for beta diversity of fish assemblages at multiple spatial scales. *Science of the Total Environment* 798:149170. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149170>.
- Acuña, M. R. 2020. ¿Qué pasa en las islas? Jóvenes y experiencias formativas en contexto de pandemia y bajante del río Paraná. *Millcayac* 7(13):367-388.
- Rosenberg, D. M., P. McCully, and C. M. Pringle. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* 50(9):746-751. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSEEOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSEEOH]2.0.CO;2).
- Silveira, L. A., and L. G. Silveira. 2003. Vazões mínimas. *En Hidrologia Aplicada a gestão de pequenas bacias hidrográficas*. Ed. Associação Brasileira de recursos Hídricos. Brasil.
- Singh, N. K., and N. B. Basu. 2022. The human factor in seasonal streamflows across natural and managed watersheds of North America. *Nature Sustainability* 1-9.
- Steffen, W., P. J. Crutzen, and J. R. McNeill. 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *Ambio-Journal of Human Environment Research and Management* 36(8):614-621.
- Swift, C. H. 1975. Estimation of stream discharges preferred by steelhead trout for spawning and rearing in western Washington. Open File Report. Series No. 75-155. <https://doi.org/10.3133/ofr75155>.
- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* 19(5-6):397-441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>.
- The Nature Conservancy. 2009. Indicators of Hydrologic Alteration, Version 7.1 User's Manual. Pp. 76. URL: conserveonline.org/workspaces/iha.
- Umpiérrez, O. 2016. Análisis de impactos hidrológicos de "El Niño". *Compilación, estudios e investigación*.
- Vélez Flórez, A. J. 2009. Propuesta metodológica para la evaluación y cuantificación de la alteración del régimen de caudales de corrientes alteradas antrópicamente, caso Urrá I. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente.
- Zalasiewicz, J., M. Williams, A. Smith, T. L. Barry, A. L. Coe, P. R. Bown, P. Brenchley, D. Cantrill, A. Gale, P. Gibbard, F. J. Gregory, M. W. Hounslow, A. C. Kerr, P. Pearson, R. Knox, J. Powell, C. Waters, J. Marshall, M. Oates, P. Rawson, and P. Stone. 2008. Are we now living in the Anthropocene? *Gsa Today* 18(2):4. <https://doi.org/10.1130/GSAT01802A.1>.
- Zeiringer, B., C. Seliger, F. Greimel, and S. Schmutz. 2018. River hydrology, flow alteration, and environmental flow. Pp. 67-89 *en Riverine Ecosystem Management*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_4.
- Zhang, Q., X. Gu, V. P. Singh, and X. Chen. 2015. Evaluation of ecological instream flow using multiple ecological indicators with consideration of hydrological alterations. *Journal of Hydrology* 529:711-722. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.066>.
- Zhang, W., Y. Jia, J. Ge, X. Huang, G. Ni, J. Hou, and H. Wang. 2019. Multi-index data dimension reduction approach

and its applicability in the calculation of indicators of hydrological alteration. *Hydrology Research* 50(1):231-243. <https://doi.org/10.2166/nh.2018.068>.

Zhang, Y. K., and K. E. Schilling. 2006. Increasing streamflow and baseflow in Mississippi River since the 1940s: Effect of land use change. *Journal of Hydrology* 324(1-4):412-422. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.033>.

Zimmerman, J. K. H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw Biol* 55:194-205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>.

Zolezzi, G., A. Bellin, M. C. Bruno, B. Maiolini, and A. Siviglia. 2009. Assessing hydrological alterations at multiple temporal scales: Adige River, Italy. *Water Resour Res* 45(12):W12421. <https://doi.org/10.1029/2008WR007266>.