

Estado de la publicación: El preprint ha sido enviado para publicación en revista

Patrones y factores impulsores de cambios en la calidad del agua asociados a embalses en los Andes tropicales

Robert Scott Winton, Silvia López-Casas, Daniel Valencia-Rodríguez, Camilo Bernal-Forero, Juliana Delgado, Bernhard Wehrli, Luz Jiménez-Segura

<https://doi.org/10.1590/SciELOPreprints.5549>

Enviado en: 2023-04-04

Postado en: 2023-04-06 (versión 1)

(AAAA-MM-DD)

This is a non-peer reviewed Spanish language preprint submitted to SciELO. The English version has been submitted to *Hydrology and Earth System Science* for peer review.

Esta es una preimpresión en español no revisada por pares enviada a SciELO. La versión en Inglés ha sido enviado a *Hydrology and Earth System Science* para revisión por pares.

Patterns and drivers of water quality changes associated with dams in the Tropical Andes

Patrones y factores impulsores de cambios en la calidad del agua asociados a embalses en los Andes tropicales

R. Scott Winton^{1,2,3}, Silvia López-Casas^{4,5}, Daniel Valencia-Rodríguez^{5,6}, Camilo Bernal-Forero⁷, Juliana Delgado⁸, Bernhard Wehrli^{1,2}, Luz Jiménez-Segura⁵

¹Institute of Biogeochemistry and Pollutant Dynamics, ETH Zurich, 8092 Zurich, Switzerland

²Department of Surface Waters, Eawag, Swiss Federal Institution of Aquatic Science and Technology, 6047 Kastanienbaum, Switzerland

³Current address: Department of Earth System Science, Stanford University, Stanford, CA, USA

⁴Wildlife Conservation Society Colombia, Bogotá

⁵Grupo de Ictiología, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

⁶Fundacion Horizonte Verde, Cumaral, Colombia

⁷Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, Bogotá, Colombia

⁸The Nature Conservancy Colombia, Bogotá

Correspondence to: R. Scott Winton (scott.winton@gmail.com)

Twitter: @RSWamper

Patrones y factores impulsores de cambios en la calidad del agua asociados a embalses en los Andes tropicales

R. Scott Winton^{1,2,3}, Silvia López-Casas^{4,5}, Daniel Valencia-Rodríguez^{5,6}, Camilo Bernal-Forero⁷, Juliana Delgado⁸, Bernhard Wehrli^{1,2}, Luz Jiménez-Segura⁵

¹Institute of Biogeochemistry and Pollutant Dynamics, ETH Zurich, 8092 Zurich, Switzerland

²Department of Surface Waters, Eawag, Swiss Federal Institution of Aquatic Science and Technology, 6047 Kastanienbaum, Switzerland

³Current address: Department of Earth System Science, Stanford University, Stanford, CA, USA

⁴Wildlife Conservation Society Colombia, Bogotá

⁵Grupo de Ictiología, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

⁶Fundacion Horizonte Verde, Cumaral, Colombia

⁷Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, Bogotá, Colombia

⁸The Nature Conservancy Colombia, Bogotá

Correspondence to: R. Scott Winton (scott.winton@gmail.com)

ORCID IDs:

RSW: <https://orcid.org/0000-0002-9048-9342>

SLC: <https://orcid.org/0000-0003-3329-4976>

DVR: <https://orcid.org/0000-0002-8999-1757>

CBF: <https://orcid.org/0000-0003-0753-7436>

JD: <https://orcid.org/0000-0002-4673-0864>

BW: <https://orcid.org/0000-0001-7029-1972>

LJS: <https://orcid.org/0000-0003-0784-0355>

Resumen. Los Andes tropicales son una zona de alta biodiversidad, que constantemente se enfrenta a la presión del desarrollo hidroeléctrico. Sin embargo, los efectos de los embalses en los ecosistemas fluviales de la región influenciados por cambios fisicoquímicos en la calidad del agua son poco conocidos. Colombia es el único país en América del Sur que gestiona bases de datos ambientales públicos y centralizados, allí se incluyen conjuntos de datos sobre la calidad de aguas superficiales asociados a la vigilancia medioambiental de las represas. Para evaluar las relaciones entre las condiciones de los ríos en Colombia con relación a las centrales hidroeléctricas, analizamos los datos de monitoreo asociados con 15 represas, enfocándonos en la disponibilidad de oxígeno, el régimen térmico y la pérdida de sedimentos; ya que estas propiedades están influenciadas directamente por la construcción de represas en los ríos, e imponen restricciones fundamentales en la estructura de los ecosistemas acuáticos aguas abajo de la presa. Encontramos que en la mayoría de los embalses en Colombia (7 de 10) se reducen estacionalmente grandes porcentajes de las concentraciones de sólidos suspendidos totales (50-99%) debido a la captura de sedimentos. Adicionalmente, la mayoría de los embalses (8 de 15), a través de la descarga de aguas superficiales a mayor temperatura, aumentan estacionalmente las temperaturas del río (entre 2 y 4 °C) con respecto a las condiciones aguas arriba. Un subconjunto de cuatro represas genera hipoxia aguas abajo (<4 mg L⁻¹), y aguas más frías que la de los flujos entrantes (entre 2 y 5 °C), ambos procesos impulsados por la turbinación y descarga de aguas hipolimnéticas frías y anóxicas durante los períodos de estratificación del embalse. Es probable que la dependencia de los datos de monitoreo nos lleve a subestimar los impactos, porque muchos de los ríos solo se monitorean una o dos veces al año y es posible detectar los cambios temporales entre las estaciones y los días (es decir, en respuesta al hydropeaking). A pesar de estos puntos ciegos, los datos de monitoreo representan algunas oportunidades para que los planificadores y las empresas hidroeléctricas mitiguen los impactos ecológicos río abajo. Estos hallazgos resaltan la importancia de implementar esquemas de seguimientos medioambientales asociados con la infraestructura hidrológica en los países en vía de desarrollo.

Key Words in Spanish: Hidroeléctricas, Andes, Colombia, Calidad de Agua, Monitoreo

Palabras claves: Hidroeléctricas, Andes, Colombia, Calidad de Agua, Monitoreo

English Abstract

Abstract in English

English Language Abstract

Abstract

The Tropical Andes is a biodiversity hotspot facing pressure from planned and ongoing hydropower development. However, the effects of dams on river ecosystems of the region as mediated by physico-chemical changes to water quality are poorly known. Colombia is unique among its peers in South America for managing central public environmental databases, including surface water quality data sets associated with environmental monitoring of dams. To assess the relationship between hydropower and Colombian river conditions, we analyze monitoring data associated with 15 dams, focusing on oxygen availability, thermal regimes and sediment losses because these properties are influenced directly by river damming and impose fundamental constraints on the structure of downstream aquatic ecosystems. We find that most Colombian dams (7 of 10) seasonally reduce concentrations of total suspended solids by large percentages (50-99%) through sediment trapping. Most dams (8 of 15) also, via discharge of warm reservoir surface waters, seasonally increase river temperatures by 2 to 4°C with respect to upstream conditions. A subset of four dams generates downstream hypoxia (<4 mg L⁻¹) and water 2 to 5°C colder than inflows—both processes driven by the turbination and discharge of cold and anoxic hypolimnetic waters during periods of reservoir stratification. Reliance on monitoring data likely leads us to under-detect impacts because many rivers are only sampled once or twice per year and cannot capture temporal shifts across seasons and days (i.e., in response to hydropeaking). Despite these blind spots, the monitoring data point to some opportunities for planners and hydropower companies to mitigate downstream ecological impacts. These findings highlight the importance of implementing environmental monitoring schemes associated with hydrologic infrastructure in developing countries.

Key Words: Hydropower, Andes, Colombia, Water Quality, Monitoring

1 Introducción

Los ecosistemas de agua dulce y los servicios que brindan a la sociedad están amenazados en todo el mundo, especialmente la biodiversidad (He et al., 2019) y los recursos pesqueros (Deines et al., 2013; Stone, 2016). Una de las principales amenazas es la construcción de embalses para la generación de energía hidroeléctrica, que está en auge, especialmente en las regiones tropicales (Zarfl et al., 2014) donde la diversidad de especies es alta (Ailly et al., 2014), y los pobladores rurales de escasos recursos dependen de los peces para su sustento de proteína (Kirby et al., 2010). Adicionalmente, el desarrollo de la energía hidroeléctrica se promueve habitualmente por su potencial para cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, pero los efectos secundarios negativos de la construcción de represas pueden crear obstáculos para alcanzar los ODS.

Los beneficios de la energía hidroeléctrica son bien conocidos, concretamente, el suministro de una fuente de energía renovable con una intensidad de emisiones de carbono potencialmente baja (Almeida et al., 2019), contribuyendo así al ODS 7 (energía limpia y asequible) y al ODS 13 (acción climática). Los críticos, sin embargo, sostienen que los costes externos de la energía hidroeléctrica suelen pasarse por alto (Opperman et al., 2015). Las represas provocan la fragmentación de los ríos (Anderson et al., 2018), e interrumpen los regímenes hidrológicos vitales en la historia de vida de los peces dulceacuícolas, principalmente de los peces potamodromos (de Fex-wolf et al., 2019; Carvajal-Quintero et al., 2017), además alteran las condiciones fisicoquímicas del agua de los ríos aguas abajo de la presa (Winton et al., 2019). Estas amenazas a los ecosistemas de agua dulce no se alinean con el ODS 14 (vida bajo el agua), el ODS 2 (hambre cero) y el ODS 1 (fin de la pobreza).

Aunque los estudios de caso históricos han podido identificar cambios ecológicos importantes asociados a la construcción de embalses, las consecuencias ecológicas catastróficas de la construcción de represas no son inevitables (Winemiller et al., 2016). La ubicación, diseño y funcionamiento cuidadoso pueden ayudar a mitigar las externalidades más costosas asociadas con los nuevos embalses (Moran et al., 2018; Opperman et al., 2017). Con miles de nuevos proyectos en construcción y en fase de planificación a nivel mundial (Opperman et al., 2015, 2017; Zarfl et al., 2014), la cantidad de trabajo necesario para analizar cada caso supera fácilmente la experiencia disponible, especialmente porque la planificación hidroeléctrica y la evaluación del impacto abarca dimensiones financieras, económicas, sociales, ingenieriles, hidrológicas y ecológicas. Las evaluaciones sintéticas de los portafolios hidroeléctricos existentes tienen el potencial de identificar pautas que podrían proporcionar un atajo para los planificadores, ayudándolos a priorizar proyectos con menos probabilidades de causar daños ecológicos y archivar propuestas más problemáticas. Dichas evaluaciones se han realizado a escala global con un enfoque en procesos específicos, como el transporte de sedimentos (Maavara et al., 2015; Vörösmarty et al., 2003), la fragmentación (Grill et al., 2015), las emisiones de gases de efecto invernadero (Harrison et al., 2021), suministro de agua (Opperman et al., 2017) y calidad del agua (Winton et al., 2019).

No obstante, los análisis a escala global pueden tener una aplicabilidad limitada, comparado con las realidades contextuales a escala local, además de ser menos útiles para los encargados de tomar decisiones y los administradores del terreno. Los estudios regionales pueden desempeñar un papel importante al proporcionar una comprensión sintética a partir de un portafolio de proyectos hidroeléctricos existentes, sin dejar de ser relevantes para una geografía específica (Flecker et al., 2022; Kummur et al., 2010). En este estudio, nuestro objetivo era llenar el vacío del conocimiento regional en una de las regionales de mayor expansión hidroeléctrica, los Andes tropicales de América del Sur, una zona altamente biodiversa en sistemas de agua dulce con 967 especies de peces endémicas conocidas y el 17.5 % de ellas en riesgo de extinción (Tognelli et al., 2016). Esta región es rica en recursos hidroeléctricos que aún no han sido explotados gracias a sus pronunciados gradientes de elevación y los climas húmedos. Entre los países que representan esta región se encuentra: Colombia, Perú, Ecuador y Bolivia. Colombia se destaca como un caso ideal para este estudio, ya que cuenta con un repositorio de datos (producto de monitoreos de seguimiento ambiental), centralizado y disponible al público que alberga aproximadamente el 40% de las centrales hidroeléctricas de la región (World Register of Dams, 2018) (Fig. 1; Tabla 1).

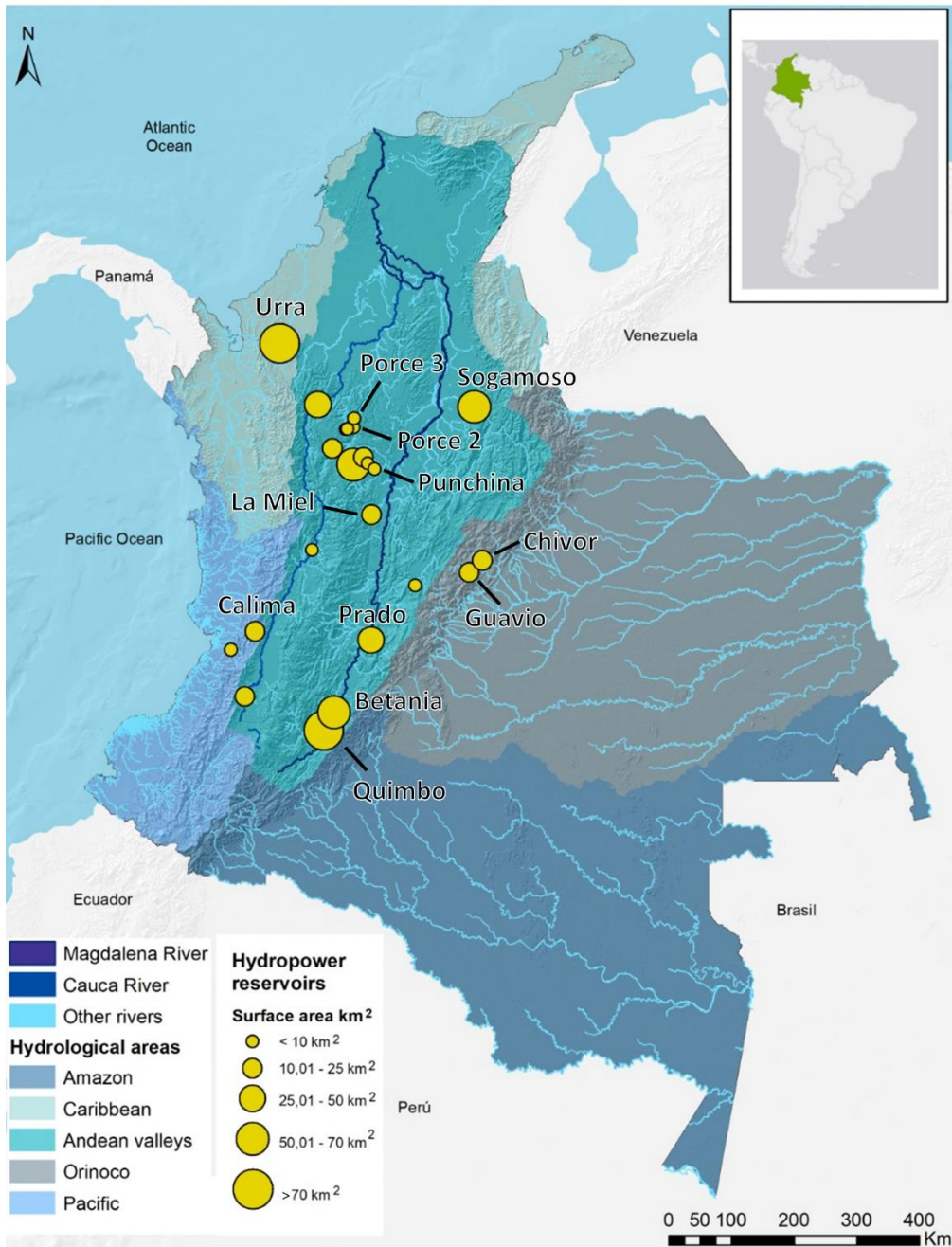


Figura 1: Mapa de las 22 centrales hidroeléctricas con embalse en Colombia reguladas por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. Los embalses etiquetados son los analizados en este estudio. El mapa base topográfico está disponible públicamente en el Sistema de Información Ambiental de Colombia y las ubicaciones de los proyectos hidroeléctricos son proporcionadas por el Sistema de Información Geográfica mantenido por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales.

Tabla 1. Resumen de los datos disponibles de muestreos por año para evaluar la estratificación del embalse (no. de perfiles), cambios en la temperatura del río, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos totales causados por las presas para todas las centrales hidroeléctricas autorizadas por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) en Colombia. Las centrales hidroeléctricas que disponen de datos para comparar la superficie aguas arriba y aguas abajo aparecen en primer lugar y ordenadas por área de superficie.

Central	Elevación		Embalse		Perfiles	Temp.	OD	SST
	(ms. n. m.)	Constr.	km ²	km ³	n a ⁻¹	Arr. v. abajo parejas a ⁻¹		
Quimbo	600	2015	83.2	1.82	5	5	5	5
Urra	70	2000	74.0	1.74	12	12	12	0
Sogamoso	175	2015	70.0	4.80	0	2	2	4
Betania	561	1984	68.9	1.97	2	2	2	1
Guatapé	983	1976	51.4	1.24	2	2	2	0
Prado	361	1971	33.8	0.97	0	1	1	1
Calima	1408	1964	21.0	0.53	0	1	1	0
La Miel	700	2002	13.6	0.57	6	6	6	6
Chivor	1258	1976	12.0	0.76	3	3	3	3
Guavio	1640	1989	13.3	1.04	0	3	3	3
Rio Grande	2270	1988	12.1	0.20	1	1	1	0
Porce II	850	2001	8.9	0.14	2	2	2	2
Porce III	700	2011	4.7	0.17	12	12	12	12
Playas*	983	1986	4.4	-	2	2	2	0
Punchina	775	1982	3.4	0.07	3	2	2	2
Ituango	300	2018	38.1	1.63	0	0	0	0
Salvajina	1100	1985	22.1	0.76	0	0	0	0
San Lorenzo**	1247	1988	10.7	-	3	NA	NA	0
Miraflores*	2062	1965	8.0	-	0	0	0	0
El Paraiso*	2564	1950	6.2	-	0	0	0	0
Anchicaya	655	1952	1.4	0.05	0	0	0	0
San Francisco	1300	1969	0.8	0.01	0	0	0	0

*Se desconoce el volumen del embalse.

†La descarga del agua turbinada va directamente al embalse de Playas, por lo que no hay río aguas abajo para comparar en condiciones de entrada.

Limitamos nuestro enfoque a las alteraciones de los parámetros fisicoquímicos: temperatura, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos totales, ya que estos parámetros se incluyen en la mayoría de los programas de monitoreo y seguimiento ambiental para los ecosistemas acuáticos, además, estos estudios definen las condiciones de vida óxicas críticas para la fauna acuática y la reconstrucción dinámica del hábitat ribereño. Se sabe que los choques térmicos o los cambios de régimen interrumpen los ciclos de vida de la biota tropical (Caissie, 2006; Ward and Stanford, 1982), y las descargas de agua fría de los embalses se mencionan con frecuencia como un impacto negativo para los peces (King et al., 1998; Todd et al., 2005; Preece and Jones, 2002; van Vliet et al., 2013; Cooper et al., 2019). Adicionalmente, los cambios en la disponibilidad de oxígeno disuelto imponen restricciones fisiológicas sobre la actividad metabólica de los organismos acuáticos (Ekau et al., 2010), y todos, menos los más adaptados, son incapaces de tolerar la hipoxia (Agostinho et al., 2021; Chapman et al., 2002; Kramer and McClure, 1982). Por otra parte, las interrupciones en el transporte de sedimentos privan las llanuras aluviales y los deltas de un sustento fundamental de vida (Giosan et al., 2014; Constantine et al., 2014) que incluso pueden reestructurar las comunidades de peces (Granzotti et al., 2018).

Nuestro objetivo es evaluar sistemáticamente los impactos de las represas colombianas sobre la temperatura, el oxígeno disuelto y los sedimentos suspendidos totales a través del análisis de los datos de seguimiento ambiental disponibles. Dado que es el comportamiento combinado de los embalses lo que rige en gran medida la dinámica térmica y el oxígeno entorno a las represas, evaluamos el portafolio de embalses de Colombia en busca de evidencia de estratificación térmica. Para los parámetros en sí, comparamos las estaciones de monitoreo aguas abajo con las de aguas arriba, que sirven como condición de referencia para el estado del río. Con esto en mente, nos preguntamos: ¿Los embalses de Colombia se estratifican? ¿La estratificación produce una alteración de los regímenes térmicos fluviales? ¿La estratificación produce hipoxia en el río aguas abajo de la presa? ¿Con qué eficiencia capturan los embalses los sedimentos y reducen la concentración de materia en suspensión? Las respuestas a estas preguntas tienen importantes implicaciones para la planificación del futuro del desarrollo hidroeléctrico en Colombia y en toda la zona de biodiversidad de los Andes tropicales. Por último, evaluamos qué características de los embalses parecen estar asociadas a los resultados más problemáticos y ofrecemos recomendaciones a los responsables de tomar decisiones y a los reguladores sobre cómo minimizar los daños en el futuro.

2 Métodos

2.1 Embalses colombianos y datos de seguimiento

La Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) mantiene bases de datos de monitoreo ambiental para todos los proyectos hidroeléctricos de Colombia que generan >100 MW (26 centrales eléctricas). Las centrales hidroeléctricas se distribuyen a lo largo de la cadena montañosa que conforma los Andes del país, pero se concentran principalmente en la cuenca Magdalena, que alberga aproximadamente el 70% de la población nacional. Las centrales hidroeléctricas colombianas abarcan una amplia gama de elevaciones, desde 70 m en el piedemonte hasta más de 2200 m en la parte alta de la cordillera, a través de su amplio gradiente

de elevación presenta un rango alto de temperaturas medias ambientales. Los Andes colombianos experimentan regímenes de precipitación muy divergentes, incluidos patrones de lluvia monomodales y bimodales, debido a que se distribuyen a lo largo de las muchas laderas, incluso dentro valles interandinos relativamente secos. La vertiente Oeste de los Andes Occidentales es una de las regiones más húmedas de la Tierra, con algunos municipios que reportan precipitaciones anuales de más de 10,000 mm año⁻¹, en contraste, el embalse de Sogamoso cerca de Bucaramanaga recibe aproximadamente una décima parte de esta cantidad de precipitación anual; así los escenarios climáticos de los embalses colombianos son enormemente diversos. De los proyectos hidroeléctricos bajo jurisdicción de ANLA, 22 están asociados a una presa y un embalse. Los 4 restantes son microsistemas hidroeléctricos que desvían una parte de la descarga del río hacia las turbinas, pero no embalsan completamente sus ríos asociados por lo cual fueron excluidos del análisis.

Como parte del proceso de licenciamiento ambiental, ANLA requiere que las empresas que operan los proyectos hidroeléctricos monitoreen los impactos ambientales de sus operaciones y presenten informes anuales con sus respectivos conjuntos de datos, asociados al monitoreo. Las empresas (que pueden ser públicas o privadas) contratan empresas de consultoría ambiental para recolectar muestras de campo y analizarlas en sus laboratorios. La información es depositada en una base de datos georreferenciada y administrada por ANLA, que analiza y comprueba la calidad de esta información. En un sentido legal, estos datos son públicos y ANLA trabaja para garantizar el acceso, pero a la fecha de este trabajo aún no se han implementado los planes para construir un portal en línea que facilite la adquisición directa de esta información. Actualmente, los datos están disponibles al público mediante solicitud directa a la ANLA. Para este estudio, solicitamos y obtuvimos acceso a datos de monitoreo hidroeléctrico sistematizados de los años 2017 y 2018, que fueron los años más recientes con datos de calidad y totalmente controlados (Tabla 1). Hoy en día ANLA está trabajando para incorporar registros históricos en su base de información, pero dado que nuestro objetivo principal era examinar los cambios en el portafolio de sistemas hidroeléctricos en lugar de examinar la evolución de los ríos embalsados a lo largo del tiempo, no solicitamos información de años anteriores. Los datos se almacenan en archivos .gdb, cuya lectura requiere de un software de sistemas de información gráfica (por ejemplo, ESRI ArcMap). Examinamos todos los datos en busca de valores estadísticos atípicos y plausibilidad química/física y no encontramos la necesidad de descartar ningún dato de nuestros parámetros focales.

La frecuencia de recopilación de datos (resumida en la Tabla 1) es muy heterogénea entre sitios, con dos embalses (Urra y Porc 3) que obtienen mediciones mensuales, mientras que la mayoría tiene solo de uno a tres puntos de datos por año. La frecuencia de muestreo es generalmente más alta para los embalses construidos recientemente, lo que refleja una actualización de la norma en 1993. Los embalses más antiguos (anteriores al 2000) generalmente son monitoreados solo una o dos veces al año. El enfoque de monitoreo de cada embalse se adapta de manera única a sus circunstancias geográficas, pero generalmente incluye muestras de agua superficial de una o más estaciones aguas arriba del embalse y aguas abajo de la presa, así como muestras de varias partes del propio embalse, incluyendo a menudo perfiles de profundidad. A la heterogeneidad de los datos se suma la falta de estandarización, lo que hace que falten campos clave en

algunas entradas. Por ejemplo, el embalse más grande de Colombia por volumen (Hidrosogamoso) se ha perfilado ampliamente, pero se omitió la información de profundidad y tiempo, lo que limita la interpretación.

2.2 Enfoque analítico

Dado que la estratificación es un impulsor fundamental de la dinámica térmica y del oxígeno dentro y aguas abajo de los embalses hidroeléctricos (Winton et al., 2019), primero evaluamos cualitativamente los perfiles de profundidad (cuando estaban disponibles) para determinar la fuerza de la estratificación. Dado que la disponibilidad de datos del perfil es bastante variable, incluido el número de puntos de profundidad muestreados y la cobertura estacional, nos enfocamos en los niveles de oxígeno en aguas profundas por debajo de la termoclina y la magnitud de la diferencia de concentración de O₂ entre las aguas superficiales y profundas para clasificar cada embalse en categorías gruesas, de fuerte, débil o no estratificando. Clasificamos los embalses como fuertemente estratificantes si presentaban concentraciones de O₂ <2 mg L⁻¹ en profundidad y una diferencia entre la superficie de al menos 3 mg O₂ L⁻¹. Todos los demás embalses los clasificamos como débilmente estratificados, ya que todos mostraron diferencias en O₂ y temperatura entre las aguas superficiales y profundas de al menos 2°C y 1 mg O₂ L⁻¹ (para un resumen, consulte la Tabla S1). En segundo lugar, utilizamos el número densiométrico de Froude (Parker et al., 1975), que compara la fuerza de inercia del agua del embalse, basada en la velocidad media de flujo, con la fuerza gravitacional que tiende a mantener la estabilidad densiométrica (Orlob 1983, Deas 2000). El número de Froude se puede aproximar mediante una fórmula simplificada con la longitud del embalse (L), la profundidad (D), la descarga (Q) y el volumen (V): $F = 320(L/D)(Q/V)$ (Parker et al., 1975), aplicada como métrica del comportamiento de la estratificación (Ledec and Quintero, 2003).

Para entender los impactos de las represas, nos basamos en mediciones pareadas que son contemporáneas en cuanto a las condiciones aguas arriba y aguas abajo, e interpretamos las diferencias como atribuibles a los efectos de las represas, que es un enfoque ampliamente utilizado (Fovet et al., 2020). La normativa colombiana estipula que las actividades industriales o comerciales no deben alterar la temperatura del agua en más de 5 °C, la cual es una diferencia en temperatura que está asociada con respuestas severas de la biota tropical, como por ejemplo la mortalidad de peces en aguas cálidas (Cooper et al., 2019) o la alteración de los ciclos reproductivos de los peces ocasionada por el agua fría (King et al., 1998). Puede estar justificado un umbral de cambio térmico más conservador de ± 2 °C, dado que la composición de la comunidad de macroinvertebrados es muy sensible a los cambios sutiles del régimen térmico (Eady et al., 2013; Preece and Jones, 2002) y las evaluaciones de los efectos del cambio climático en los peces, a nivel global, delimitan un umbral de impacto de 2°C (van Vliet et al., 2013). Además, dado que estamos limitados a solo unas pocas comparaciones aleatorias para la mayoría de los sitios por la disponibilidad de datos para Colombia, es poco probable que estemos capturando los momentos más extremos del impacto térmico y, por lo tanto, el principio de precaución dictaría un enfoque más estricto. Por lo tanto, consideramos que un cambio de ± 2 °C es evidencia de contaminación por aguas cálidas o frías, respectivamente. Para los cambios en el oxígeno disuelto, encontramos que una pérdida de >2 mg L⁻¹ impuesta por las represas siempre

correspondía a una concentración aguas abajo de $<5 \text{ mg L}^{-1}$, que es la concentración mínima reglamentaria de aguas frías para los cuerpos de agua dulce en Colombia. Adicionalmente, la disponibilidad de oxígeno impone una restricción fundamental a muchas especies acuáticas (Coble, 1982; Spoor, 1990; Ekau et al., 2010) y, por lo tanto, evaluamos el impacto a lo largo de un umbral de cambio de 2 mg L^{-1} para distinguir entre la pérdida oxígeno "menor" y "severa". En cuanto a la captura de sedimentos, aunque la literatura es clara sobre las posibles consecuencias de la pérdida de sedimentos de los ríos inducida por las presas, elegir un umbral apropiado que demarque lo que constituye una pérdida severa es altamente subjetivo y no existen directrices normativas para los sólidos suspendidos totales. Informamos el gradiente de respuestas, observando cuántas represas atraparon $> 50\%$ y $> 99\%$ de los sedimentos suspendidos entrantes.

Observamos que, en algunos casos, las represas están orientadas en cascada, por lo que el caudal de salida de un embalse entra rápidamente (o inmediatamente) en el embalse de la próxima central eléctrica. En tal configuración, el agua entrante no representa necesariamente una condición de referencia neutra, ya que es probable que ya haya sido alterada por la represa anterior. Esto puede llevarnos a subestimar el potencial de las represas que se encuentran en la parte final de la cadena para alterar la calidad del agua, pero sin acceso a los datos sobre las condiciones del río antes de la represa, no existe una métrica alternativa para las condiciones de referencia más allá del agua río arriba. Dado que solo se dispone de un año de datos recientes para la mayoría de los proyectos, enfocamos nuestros análisis solo en el año más reciente (2017 o 2018) bajo el supuesto de que cubrir un ciclo climático anual es más importante para responder nuestras preguntas que estudiar la variación entre años.

3 Resultados

3.1 Estratificación

Nuestros análisis del comportamiento del mezclado de los embalses indica que la mayoría, si no son todos, los embalses de Colombia estratifican fuertemente. De los 22 embalses evaluados, 12 tenían información del perfil de profundidad disponible, y de estos, ocho presentan anoxia ($\text{DO} < 1.5 \text{ mg/L}$) en aguas profundas, lo que indica que se estratifican lo suficiente como para evitar una reoxigenación constante desde la superficie (Tabla S1). Los cuatro embalses restantes carecen de evidencia de hipoxia agua en sus aguas profundas; sin embargo, con solo dos o tres perfiles de profundidad por año, es posible que este muestreo limitado no coincidiera con los períodos de estratificación más fuertes, que pueden desarrollarse rápidamente en los lagos tropicales (Lewis, 1996). De los pocos embalses que se han perfilado varias veces al año, parece que los colombianos rara vez, están bien mezclados (Figs. S1, S2, S3). Este resultado está respaldado por nuestros cálculos del número densiométrico de Froude (Fr) (Parker et al., 1975; Orlob, 1983), que indican que, de los 12 embalses con datos de descarga disponibles (necesarios para calcular Fr), todas excepto Guatapé, caen en el dominio de fuertemente estratificados $\text{Fr} < 0.3$ independientemente de si se utiliza la profundidad media o la profundidad máxima para el cálculo (Fig. 2). En Colombia, los grandes embalses tienden a estratificarse fuertemente, y esta realidad limnológica crea el potencial de alteraciones térmicas y biogeoquímicas en los ecosistemas acuáticos aguas debajo de la presa.

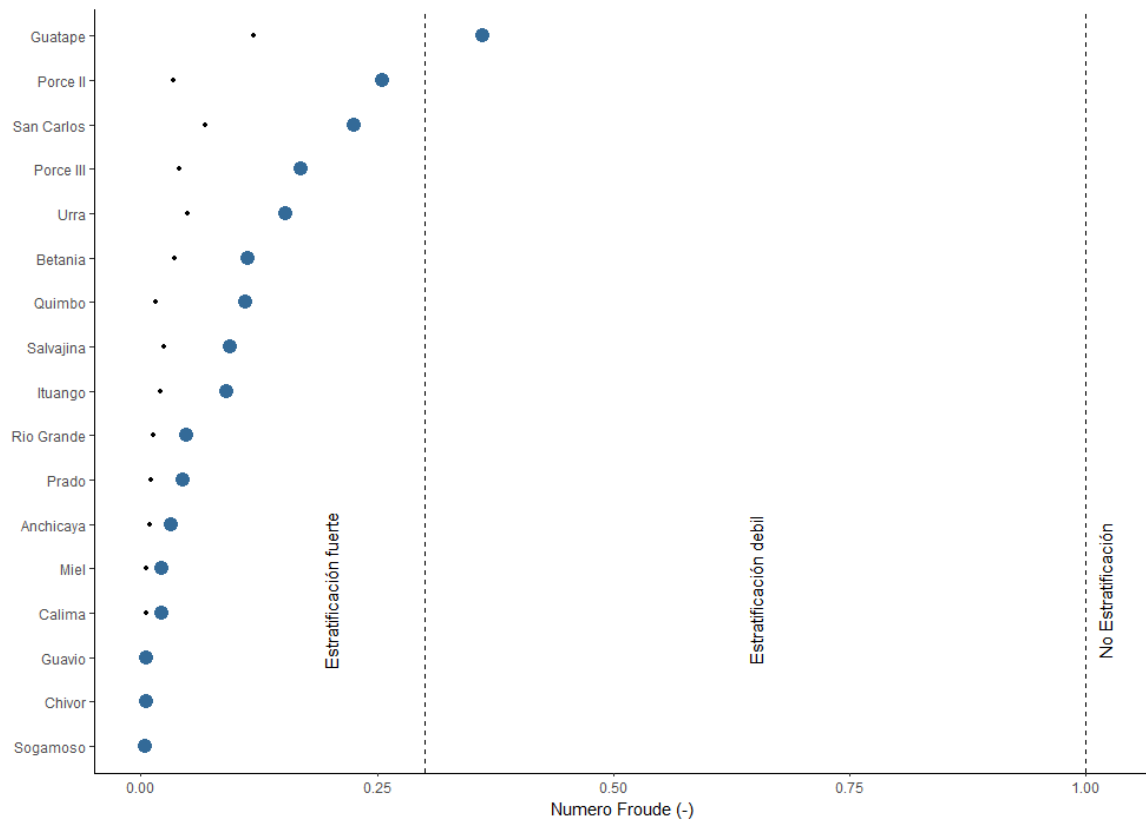


Figura 2: Embalses colombianos ordenados por el número densiométrico de Froude (Fr), que es una función de la profundidad, longitud, volumen y descarga del embalse (Parker et al., 1975). Las líneas verticales en $Fr = 0.3$ y $Fr = 1.0$ indican los límites esperados entre cuerpos de agua fuertemente, débilmente y no estratificados (Orlob, 1983). Los puntos pequeños representan Fr si se utiliza la profundidad máxima (altura de la pared de la presa) en lugar de la profundidad media, como recomiendan (Ledec y Quintero, 2003). Los datos subyacentes provienen de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales y la Comisión Internacional de Grandes Presas (World Register of Dams, 2018) (<https://www.icold-cigb.net/>, consultado el 17 de noviembre de 2020). Se excluyen cinco embalses de la Tabla 1 debido a la falta de datos de descarga.

3.2 Cambios en el régimen térmico

De acuerdo con la expectativa de que la estratificación de los embalses alterará los regímenes térmicos, encontramos que nueve de los 12 (75%) embalses colombianos evaluados generaron anomalías de temperatura en el río de al menos 2°C (Fig. 3). Cuatro embalses generan una contaminación de agua fría de al menos -2°C aguas abajo y siete crean una contaminación de agua cálida de al menos $+2^{\circ}\text{C}$ aguas abajo. Dos embalses, Urrá y Quimbo, generan contaminación por aguas frías y cálidas en diferentes épocas del año, lo que ilustra la importancia de la dinámica temporal. Los ciclos climáticos estacionales que rigen la estratificación, las fluctuaciones en la descarga de entrada asociadas con sequías/inundaciones y la operación

de la represa (es decir, el hidrokeaking) pueden influir en la dirección y magnitud de los efectos térmicos aguas abajo en escalas de tiempo de meses a minutos. Nuestra capacidad para evaluar los cambios térmicos de manera más amplia está severamente limitada por la falta de un monitoreo frecuente (estacional o mensual) y detallado (con perfiles de profundidad) para la mayoría de los proyectos.

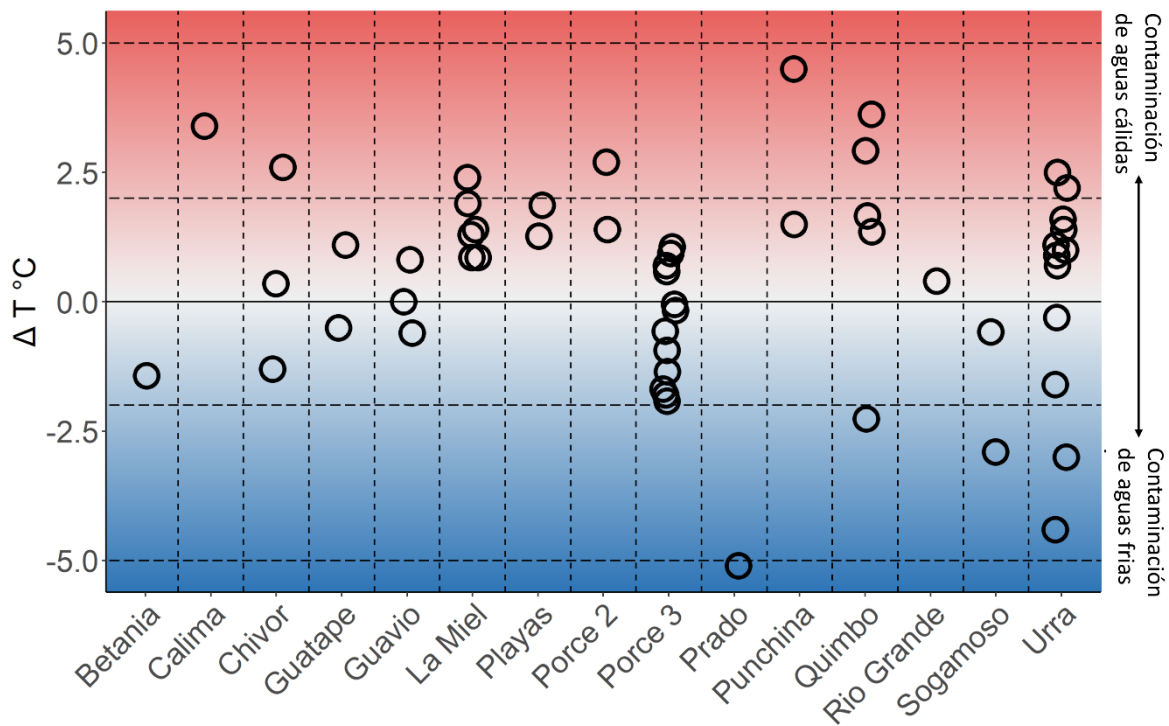


Figura 3: Diferencias de temperatura entre las superficies de los ríos aguas arriba y aguas abajo de 15 centrales hidroeléctricas en Colombia. Cada punto representa un par de mediciones contemporáneas del año más reciente de datos disponibles (ya sea 2018 o 2017).

3.3 Hipoxia

Encontramos que la menor pérdida de oxígeno ($dDO < 2$ mg/L) aguas abajo de los embalses colombianos era común (evidente en nueve de los 15 embalses), pero la pérdida severa de oxígeno en relación con aguas arriba ($dDO > 2$ mg/L) se asoció sólo con cuatro embalses (Fig. 4). Estos esquemas hidroeléctricos (Urrá, Quimbo, Sogamoso, Prado) son los mismos que presentaron contaminación por agua fría (Fig. 3), una coincidencia que respalda nuestra suposición de que ambos efectos son impulsados por la estratificación térmica (Hutchinson and Loffler, 1956; Lewis, 1987). Al igual que con la temperatura, observamos una alta variación estacional en la dinámica del oxígeno aguas arriba y aguas abajo, lo que, nuevamente, apoya la noción de que los efectos hipóxicos son sensibles a la estacionalidad del clima, la estratificación y el funcionamiento de la represa.

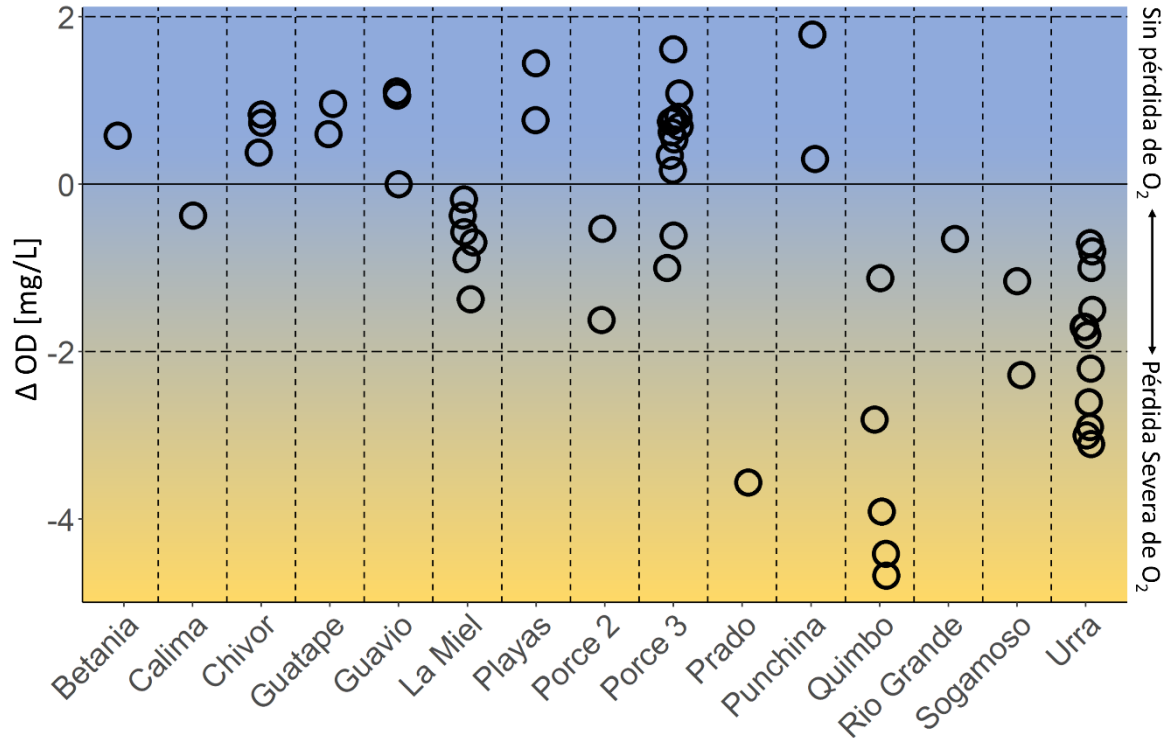


Figura 4: Diferencias en el oxígeno disuelto entre la superficie del río aguas arriba y aguas abajo en 15 centrales hidroeléctricas de Colombia. Cada punto representa un par de mediciones contemporáneas del año más reciente de datos disponibles (ya sea 2018 o 2017).

3.4 Retención de sedimentos

La pérdida de sedimentos suspendidos totales (TSS) asociada con las represas colombianas es generalizada y, en el caso de varios embalses, extrema (Fig. 5). Seis de los 10 embalses que evaluamos mostraron disminuciones de TSS de más del 50% y dos embalses, Quimbo y Sogamoso, registraron pérdidas de más del 99%. Algunos embalses mostraron un aumento de los TSS aguas abajo de la presa con respecto a aguas arriba, lo que puede reflejar procesos o actividades de erosión local, mientras que otros embalses presentan pérdidas de sedimentos aguas arriba. Por ejemplo, el río Porce ha sido represado en varias veces en un sistema en cascada y como resultado lleva una carga de sedimentos relativamente baja, sin embargo, el tramo del río inmediatamente debajo de la presa Porce 3 se encuentra turbio debido a la actividad minera informal. Más allá de estos artefactos locales, la entrada turbia y la salida clara es una modalidad típica de las represas colombianas, especialmente durante los períodos de lluvia.

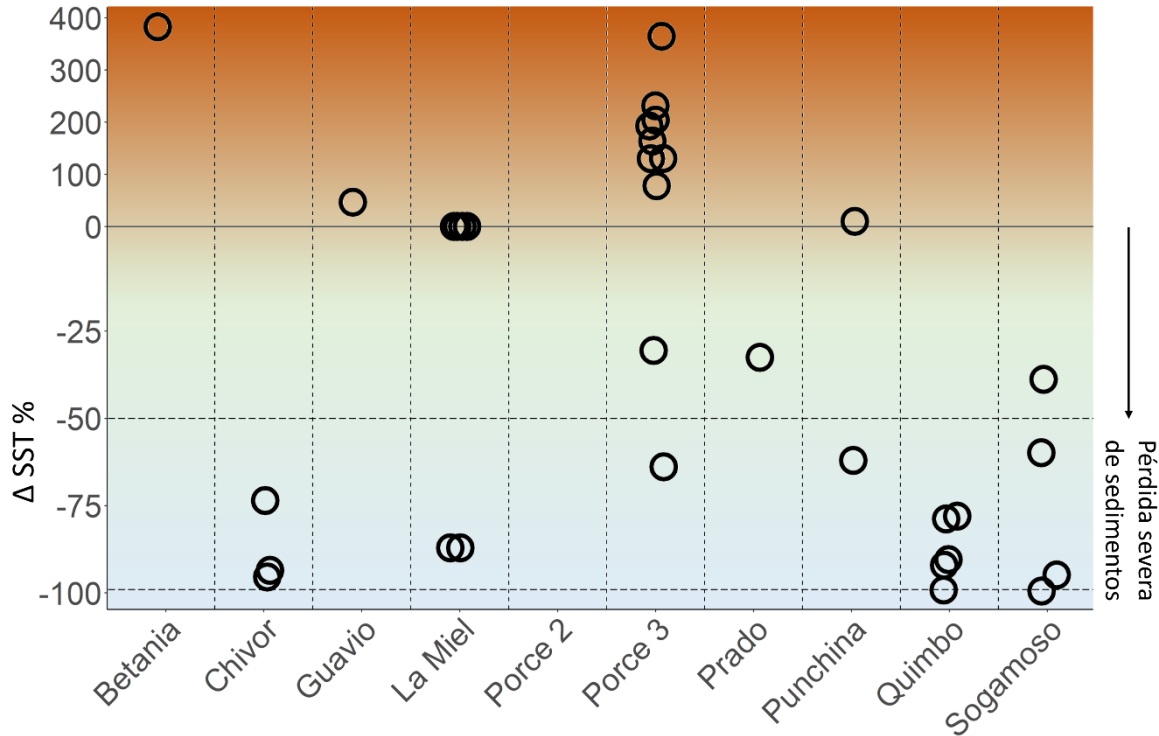


Figura 5: Cambio proporcional en la masa de sólidos suspendidos totales (TSS) en el agua del río aguas abajo de 10 centrales hidroeléctricas de Colombia en relación con los valores aguas arriba. Los valores negativos indican pérdida de TSS, los valores positivos indican aumento de TSS. Cada punto representa un par de mediciones contemporáneas del año más reciente de datos disponibles (ya sea 2018 o 2017).

4 Discusión

4.1 Impulsores

En contraste con la pérdida de sedimentos y la descarga de aguas cálidas, que parecen estar presentes en todos los embalses, la contaminación por aguas frías y los efectos hipóxicos parecen afectar al mismo subconjunto de cuatro embalses colombianos (Urrá, Quimbo, Prado, Sogamoso). El análisis de las características de estos embalses revela algunos aspectos comunes que son importantes. Todos son muy profundos (al menos 70 m) y tienen largos tiempos medios de residencia, suficientes para que se desarrolle anoxia en el hipolimnio (como es evidente en Urrá, el cual tiene datos de perfil de profundidad; Fig. S1). Dado que todas las centrales hidroeléctricas tienen tomas de profundidad fija para hacer funcionar sus turbinas, los operadores no tienen oportunidad de evitar la descarga de agua fría e hipóxica cuando la termoclina/oxiclina es menos profunda que la profundidad de las tomas. En el caso de Quimbo, los operarios de la hidroeléctrica están inyectando oxígeno líquido en las aguas de descarga para cumplir con el requerimiento mínimo de oxígeno disuelto de 4 mg L⁻¹ exigido por la autoridad ambiental, esto es una medida costosa que esperan sea eliminada para el año

2023 a medida que disminuya la demanda de oxígeno en el embalse, como suele ocurrir típicamente a medida que envejecen los embalses. Para Urrá, las autoridades encontraron una solución de política, al aprobar una norma que relaja el requerimiento mínimo de oxígeno a 2 mg L⁻¹ para los primeros 5 km aguas abajo de la represa, lo que es bueno para las generadoras hidroeléctricas, pero no reduce los impactos sobre la biodiversidad acuática y sus servicios ecosistémicos asociados. Tanto Prado como Sogamoso están fuera del cumplimiento del umbral de 4 mg L⁻¹ y las autoridades están evaluando opciones de manejo (documentos no publicados del ANLA).

El desarrollo de la hipoxia en lagos y embalses puede verse exacerbado por los largos tiempos de residencia hidráulica y la elevada demanda de oxígeno de los aportes de materia orgánica. Los datos de las represas colombianas ilustran la importancia de estas características de los embalses y las cuencas para determinar los riesgos de desarrollo de hipoxia en los ríos aguas abajo. En algunos aspectos importantes, La Miel parece ser como el Quimbo —tienen profundidades y tiempos de residencia hidrológicos similares y tomas de profundidad fija— pero, a diferencia de Quimbo, La Miel no muestra signos de hipoxia aguas debajo de la presa. Además, La Miel también cuenta con un sistema de reoxigenación (un burbujeador de aire en su caverna de oscilación), pero esta es una intervención mucho menos intensiva y costosa que la necesidad de inyección de oxígeno líquido necesaria en el Quimbo. Parte del comportamiento de La Miel puede atribuirse al hecho de que el agua que ingresa está casi saturada y tiene una demanda bioquímica de oxígeno muy baja (DBO; Tabla S2), lo que significa que la hipoxia severa solo aparece rara vez y, por lo general, muy por debajo de los 50 m de profundidad (Fig. S2). Es probable que esto se deba al buen estado de conservación de la cuenca de La Miel, que incluye fuertes amortiguadores ribereños que amortiguan el embalse contra fluctuaciones hidrológicas extremas. En contraste, Porce 2, que se encuentra aguas abajo de la ciudad de Medellín con una población de 4 millones de habitantes, recibe caudales que ya son hipóxicos (<5 mg L⁻¹) y tienen una DBO elevado (Tabla S2). Por lo tanto, la anoxia aguas abajo de Porce 2 no es sorprendente. Más abajo, el embalse Porce 3 recibe agua de río con importantes déficits de oxígeno, pero su corto tiempo de residencia de poco más de ocho días impide que el embalse descargue agua con mucho menos oxígeno que sus afluentes. Aunque la evidencia de las represas colombianas es anecdótica, es consistente con la lógica convencional de que los embalses cargados con altos niveles de materia orgánica proveniente de los afluentes (o dejados atrás por los ecosistemas terrestres inundados durante el llenado del embalse), y con largos tiempos de residencia, tienen un mayor potencial para desarrollar anoxia hipolimnética para la descarga aguas abajo.

Las características del diseño de las represas, más que los factores ambientales como la demanda de oxígeno, ofrecen una explicación alternativa de por qué algunas represas evitan descargar aguas hipóxicas río abajo. Un sistema de torre con múltiples tomas que abarcan 46 metros verticales en el embalse de Chivor permite que el agua descargada provenga de diferentes profundidades a medida que los niveles de agua fluctúan estacionalmente. Aunque no vemos evidencia de hipoxia hipolimnética en este embalse (Tabla S2), su sistema de extracción selectiva podría asegurar que las aguas superficiales óxicas pasen río abajo, como ha sido propuesto para solucionar la hipoxia de aguas residuales en otras represas tropicales (Kunz et al., 2013). En la represa de La Miel, un aireador situado en la caverna de oscilación proporciona aireación de aguas

turbinadas estacionalmente hipóxicas (2 a 5 mg L⁻¹), de modo que las aguas descargadas normalmente mantienen concentraciones de OD de al menos 6 mg L⁻¹ (Tabla S2). La baja demanda biológica de oxígeno de los flujos de entrada, como se describió anteriormente, puede ser un factor de mitigación importante, pero no se puede ignorar la evidencia de la efectividad de un sistema de reoxigenación diseñado para evitar la hipoxia aguas abajo.

4.2 Implicaciones para la ecología fluvial

Muchas especies acuáticas tropicales dulceacuícolas son muy susceptibles a los cambios de régimen térmico (Olden and Naiman, 2010) y un cambio de temperatura de unos pocos grados (Fig. 3) puede causar alteraciones en los ciclos de vida de las especies más sensibles (King et al., 1998; Clarkson and Childs, 2000). En los Andes, los embalses de descarga superficial que vierten aguas cálidas podrían hipotéticamente favorecer a las especies de tierras bajas sobre las especies de aguas más frías que normalmente esperaríamos que estuvieran presentes a una altitud determinada. Varios peces potamódromos del río Magdalena de Colombia, como Bocachico (*Prochilodus magdalenae*) y los Pimelódidos (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*, *Pimelodus yuma*) migran estacionalmente para desovar desde las tierras bajas hasta 1200 m o 500 m de elevación, respectivamente, recorriendo históricamente tramos del río que han sido represados en las últimas décadas (López-casas et al., 2014; López-Casas et al., 2016). Por lo tanto, estas especies pueden evitar el desove en ríos alterados por represas aguas arriba, reduciendo efectivamente el hábitat reproductivo disponible (López-Casas, 2015). Alternativamente, si los peces desovan, los cambios térmicos pueden interrumpir el desarrollo del embrión e incluso pueden ser letales, como se ha documentado en piscícolas colombianas (Harvey and Hoar, 1980) y el río Mekong del sudeste asiático tropical (Li et al., 2021). Los investigadores han descubierto que la generación de energía hidroeléctrica está asociada con cambios en la producción de una hormona que impulsa la maduración de ovocitos de *P. magdalenae*, lo que interrumpe su ciclo de desove en ríos embalsados (de Fex-wolf et al., 2019). Para las especies de peces andinos, los rangos de tolerancia térmica son poco conocidos, por lo que se necesitaría más investigación para probar tal hipótesis.

Las condiciones hipóxicas en las aguas residuales de las represas imponen restricciones ecológicas aún más drásticas que la temperatura. Las concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 3.5 a 5 mg L⁻¹ desencadenan un comportamiento de escape en la mayoría de los organismos macroscópicos (Speer, 1990) y los datos de monitoreo revelan concentraciones inferiores a 5 mg L⁻¹ en siete centrales hidroeléctricas de Colombia. Debido a que los datos provienen de muestras aleatorias, no está claro qué tan persistente es la hipoxia en estos tramos del río, pero como mínimo, indican una pérdida de hábitat viable para las especies sensibles a la hipoxia durante al menos algunas partes del año. Las comunidades de peces aguas abajo del embalse Porce 3 de Colombia —uno de los proyectos con aguas residuales hipóxicas— han cambiado con la pérdida de algunas especies nativas y su reemplazo por especies no nativas de la cuenca Magdalena (Valencia-Rodríguez et al., 2022). Los autores de este estudio atribuyen estos cambios a la fragmentación del hábitat, pero la anoxia/hipoxia podría ser un factor importante, ya que muchos otros estudios han comentado que los múltiples cambios y factores de estrés impuestos por las represas son difíciles de desentrañar (van

Puijenbroek et al., 2021; Young et al., 1976). Un estudio realizado en Brasil indica que la mala gestión del oxígeno asociada con las represas es probablemente uno de los principales factores de la mortalidad de peces en los ríos de América del Sur, lo que representa aproximadamente el 40% de las muertes de peces registradas por los medios de comunicación (Agostinho et al., 2021). Al igual que ocurre con la temperatura, la escasa comprensión de los umbrales de tolerancia específicos para cada una de las especies hace que sea imposible comprender completamente el impacto de la hipoxia/anoxia en las comunidades de peces.

La retención de sedimentos en las presas, que en algunos casos ha alcanzado el 99% de eficacia en Colombia, ejerce impactos ecológicos a diferentes escalas espaciales. Generalmente, el agua del río se torna anormalmente clara, aguas debajo de la presa, y puede favorecer un grupo de depredadores superiores, aquellos que se han adaptado para la cacería visual y que pueden desplazar a las especies adaptadas a condiciones turbias, desencadenando irregularidades en la cadena trófica que se extiende a lo largo de la cadena alimenticia. Este efecto ha sido documentado en un embalse del Brasil (Granzotti et al., 2018), pero hasta la fecha no se tiene conocimiento de este efecto en los Andes tropicales. Adicionalmente, si la carga de sedimentos no se repone a través de una erosión adicional de deposición en exceso aguas abajo de la presa, entonces en última instancia los ecosistemas de planicies inundables y deltas, que dependen de la entrada de sedimentos fluviales, se verán afectados por la falta de sedimentos, interrumpiendo los ciclos de retención y transporte de nutrientes (Kondolf et al., 2014). Un ejercicio de modelado estima que en la cuenca del río Magdalena, que es fuertemente represada, hasta el 40% de los sedimentos están actualmente atrapados tras las represas y esta cifra podría aumentar hasta el 68%, amenazando el funcionamiento ecológico de la depresión del Mompós colombiano, uno de los mayores complejos cenagosos de Sudamérica (Angarita et al., 2018). Los científicos han hecho sonar la alarma de que, a nivel mundial, la retención de sedimentos en las represas junto con el aumento del nivel del mar puede conducir a una pérdida masiva de humedales en los deltas costeros (Giosan et al., 2014; Dunn et al., 2019). Los sedimentos de los ríos colombianos sostienen los manglares en las costas del Pacífico y el Caribe, aunque no está claro hasta qué punto las represas pueden estar afectando las llanuras aluviales, los manglares costeros y los procesos deltaicos dentro de las zonas costeras de Colombia.

Resulta difícil determinar el mecanismo exacto por el cual las represas alteran los ecosistemas acuáticos asociados a ellas, ya que imponen muchos cambios simultáneos que abarcan dimensiones físicas, hidrológicas, químicas y biológicas (Young et al., 1976). Muchos estudios sobre la ecología de los ríos embalsados se centran en los cambios hidromorfológicos en la estructura o disponibilidad del hábitat, la pérdida de conectividad y las alteraciones en los regímenes de flujo (Bratrich et al., 2004; García et al., 2011). En este estudio, nos enfocamos en el oxígeno, la temperatura y los sedimentos en suspensión, y descubrimos que son vías mecánicas igualmente plausibles que reducen la calidad y disponibilidad del hábitat, por lo tanto, impulsan cambios en las comunidades ecológicas en los ecosistemas adyacentes a las represas. Las evaluaciones ambientales de los embalses deben tener cuidado de no ignorar los cambios que imponen las presas en las condiciones fisicoquímicas del río aguas abajo y subestimar la temperatura, el oxígeno y los sedimentos en suspensión como modos de cambio ecológico.

4.3 Implicaciones para gestión

4.3.1 Autoridades reguladoras

La frecuencia de los cambios problemáticos en la temperatura del río, el oxígeno y los sedimentos asociados a las represas sugieren que las autoridades reguladoras de los proyectos hidroeléctricos deberían considerar evaluaciones de riesgo específicas para estos parámetros y sus efectos ecológicos secundarios asociados en las evaluaciones de impacto ambiental de los nuevos proyectos. Incluso puede ser importante evaluar algunos de los embalses más antiguos cuyos impactos se han subestimado debido a los escasos requerimientos de monitoreo. Nuestros análisis, de los datos de monitoreo ambiental, muestran que las mediciones frecuentes son muy valiosas para capturar la variabilidad estacional. Solo seis embalses colombianos tenían tres o más fechas de muestreo por año, lo que dificulta la evaluación de los efectos de la estacionalidad en las propiedades fisicoquímicas de la mayoría de los proyectos hidroeléctricos colombianos. Para embalses con pocas mediciones, es posible que nos falten temporadas importantes y es probable que la hipoxia aguas abajo de las represas colombianas prevalezca más que lo que se captura en estas escasas “instantáneas” observaciones. A partir de sitios con mediciones más frecuentes, es posible obtener una comprensión más detallada y profunda de las interacciones entre la limnología del embalse y las condiciones aguas abajo con respecto a su estado aguas arriba. Por ejemplo, el esquema de monitoreo mensual en el embalse de Urrá nos permitió observar que las concentraciones de oxígeno aguas abajo siempre eran menores en relación con las de aguas arriba, aunque el hipolimnio del embalse sólo era hipóxico durante parte del año (Fig. 6A). El monitoreo mensual en Urrá también brinda una imagen mucho más completa de los resultados térmicos. Es evidente que el embalse de Urrá permanece estratificado térmicamente 12 meses al año y que mientras las temperaturas aguas arriba del río fluctúan unos 6°C estacionalmente, las temperaturas aguas abajo son más homogéneas, variando menos de 3°C a lo largo del año (Fig. 6B). Durante ocho de los 12 meses del año, Urrá ejerció solo efectos térmicos menores ($< 2^{\circ}\text{C}$) sobre el agua río abajo de la presa. Si tuviéramos que seleccionar aleatoriamente tres meses de datos para Urrá, habría un 42% de probabilidad de no detectar uno de los resultados más extremos. Para embalses con una (por ejemplo, Betania) o unas pocas mediciones por año (por ejemplo, Porce 2), indudablemente estamos perdiendo la mayor parte del rango de sus posibles impactos térmicos. Es probable que los cambios en el régimen térmico aguas abajo sean aún más frecuentes de lo que parece revelar nuestro análisis de los datos disponibles. Debido a que Urrá también emplea muchas estaciones de monitoreo que se extienden aguas abajo de la represa, la reoxigenación y el calentamiento se pueden rastrear longitudinalmente a medida que fluye el río. Esto hace posible evaluar, por ejemplo, la longitud del tramo del río en el que el oxígeno disuelto está por debajo de un determinado umbral objetivo. Sería mucho más fácil detectar y comprender los impactos si más embalses tuvieran programas de seguimiento ambiental espacialmente ricos y de alta frecuencia.

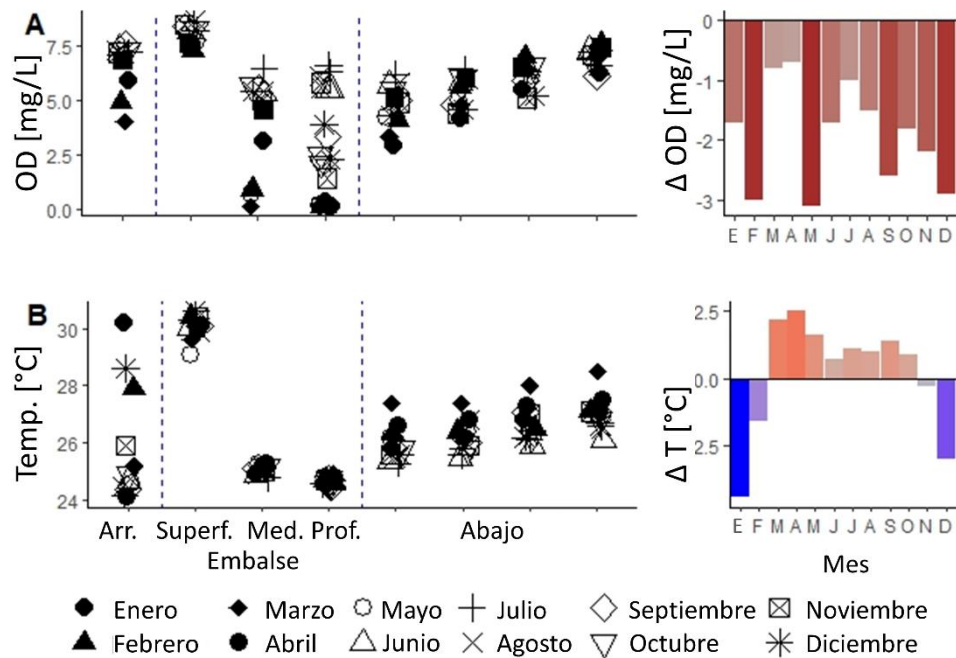


Figura 6: Datos mensuales de monitoreo del embalse Urrá en Córdoba, Colombia en 2018 que muestran aguas arriba, embalse, aguas abajo, así como la diferencia aguas arriba-aguas abajo para A) concentración de oxígeno disuelto y B) temperatura. Fuente de los datos: Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. La accesibilidad de los datos se describe en la sección Métodos.

Por supuesto, aumentar el esfuerzo de monitoreo aumentará los costos, por lo que las autoridades encargadas de regular estos monitoreos tendrán que decidir si la utilidad de una información de mayor frecuencia y calidad justifican el gasto. Además, el monitoreo no es práctico para detectar fluctuaciones en las condiciones del agua que ocurren en escalas de tiempo de semanas, días u horas. Los sensores automáticos colocados estratégicamente debajo de los embalses pueden ser un método rentable para generar mediciones de alta frecuencia de oxígeno disuelto, temperatura, turbidez y otros parámetros. Aunque los sensores no pueden reemplazar las muestras tomadas manualmente y los análisis de laboratorio, que cubren un conjunto mucho más amplio de parámetros, brindan una ventana a las fluctuaciones subdiarias en las propiedades del agua y pueden ser eficaces para detectar algunas clases de solutos (Pesántez et al., 2021). Las mediciones por hora pueden brindar información sobre cómo las operaciones de la central hidroeléctrica (es decir, hydropeaking) interactúan con las condiciones del agua (Calamita et al., 2021), o captar los efectos de eventos episódicos como la reducción del embalse para su mantenimiento. El monitoreo remoto vía satélite es otra posible solución de monitoreo de bajo costo. La teledetección no funcionaría para el oxígeno disuelto, pero puede ser viable para rastrear cambios en la temperatura y la clorofila-a y se ha aplicado de manera efectiva para

monitorear grandes cambios en la turbidez del río (Rudorff et al., 2018). Advertimos que los datos satelitales por sí solos, incluso en los escenarios más ideales, aún requieren verificación en tierra, por lo que no pueden reemplazar completamente el monitoreo en tierra.

Queremos señalar que nuestros análisis solo son posibles porque Colombia cuenta con un repositorio centralizado y público de datos de monitoreo ambiental, un sistema poco común en los trópicos y que sitúa a Colombia por delante de sus pares. Los países vecinos a lo largo de los Andes tropicales (Venezuela, Ecuador, Perú, Bolivia) carecen de un repositorio de datos públicos a escala nacional para los datos de monitoreo de energía hidroeléctrica, lo que dificulta la evaluación sistemática de los portafolios nacionales. La base de datos de Colombia, ordenada y curada por ANLA, probablemente ofrece la mejor oportunidad para comprender las respuestas de los ríos a la energía hidroeléctrica en la región de los Andes tropicales.

4.3.2 Planificadores

Colombia ofrece importantes lecciones para la ubicación y el diseño de futuras centrales hidroeléctricas en los Andes tropicales: En primer lugar, la pérdida de sedimentos de los sistemas fluviales (ríos) puede ser inevitable, pero el impacto podría minimizarse al enfocarse en cuencas con baja carga de sedimentos o implementando sistemas de derivación de sedimentos cuando sea factible. En segundo lugar, los efectos de las aguas cálidas aguas abajo son probablemente inevitables a menos que los sistemas de toma puedan mezclar aguas superficiales y profundas para igualar la temperatura del río aguas arriba del embalse. Finalmente, las descargas anóxicas y frías pueden evitarse mediante opciones de ubicación/diseño. Los embalses de elevaciones altas (por ejemplo, Chivor, Guavio) y aquellos situados en cuencas bien conservadas con bajos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (La Miel) serán menos propensos a desarrollar anoxia. Los tiempos de residencia cortos pueden evitar que los embalses descarguen aguas hipóxicas aguas abajo (Porce 3). Además, aquellos que presenten múltiples tomas que abarquen una gama de profundidades (Chivor) pueden ayudar a evitar la hipoxia aguas abajo. Si no se diseñan esquemas hidroeléctricos para una gestión eficaz del oxígeno, es posible que luego se requieran intervenciones costosas, como la inyección de oxígeno líquido (Quimbo), o exenciones a las políticas de protección ambiental con impactos considerables (Urrá).

Sería prudente que los sectores energéticos de todos los Andes tropicales tuvieran en cuenta los éxitos y fracasos ecológicos de la cartera hidroeléctrica existente de Colombia a la hora de decidir a cuál de los muchos cientos de posibles proyectos hidroeléctricos dar prioridad. Nuestros hallazgos sobre la omnipresencia de los desafíos con la pérdida de sedimentos, el cambio de régimen térmico y la hipoxia podrían incorporarse en los marcos de planificación a escala de cuenca existentes que ya utilizan múltiples índices para evitar y minimizar los impactos ambientales y sociales previstos de la expansión hidroeléctrica (Opperman et al., 2015, 2017). Los impactos ambientales que documentamos en Colombia también pueden ser útiles para evaluar planes de proyectos hidroeléctricos específicos. La diligencia debida durante la planificación de represas no solo ayudará a la industria a cumplir con las regulaciones ambientales, sino que también optimizará potencialmente el valor neto que la energía hidroeléctrica puede ofrecer a la sociedad, evitando y minimizando los costos ambientales externos.

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por una subvención de la Casa Líder para la Región de América Latina, Centro Latino Americano-Suizo de la Universidad de St. Gallen (CLS HSG) por mandato de la Secretaría de Estado de Educación, Investigación e Innovación de Suiza (SERI). También queremos reconocer el apoyo adicional en especie de la Universidad de Antioquia y The Nature Conservancy. Adicionalmente, agradecemos a la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales por poner a disposición del público sus datos y a Silvia Vanegas Pinzón por facilitar el acceso. Finalmente, damos las gracias a Juan Sebastián Hernández Suárez por sus valiosas sugerencias que posibilitaron mejorar el manuscrito.

Authors Contribution

RSW, SLC, JD and LJS conceptualized the experiments. DVR and CBF curated the data. RSW analyzed the data. RSW, BW and LJS secured funding. All authors participated in the research investigation. BW and LJS administered the project. RSW wrote R scripts to analyze and visualize the data. LJS and BW provided supervision. RSW wrote the original draft. All authors participated in the editing and review of the manuscript.

Conflicts of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

Referencias

- Agostinho, A. A., Alves, D. C., Gomes, L. C., Dias, R. M., Jr, M. P., and Pelicice, F. M.: Fish die-off in river and reservoir: A review on anoxia and gas supersaturation, *Neotropical Ichth*, 19, 1–28, 2021.
- Ailly, D. A. B., Assemiro, F. E. A. S. C., Gostinho, C. A. S. A., and Arques, E. L. E. M.: The metabolic theory of ecology convincingly explains the latitudinal diversity gradient of Neotropical freshwater fish, *Ecology*, 95, 553–562, 2014.
- Almeida, R. M., Shi, Q., Gomes-selman, J. M., Wu, X., Xue, Y., Angarita, H., Barros, N., Forsberg, B. R., García-villacorta, R., Hamilton, S. K., Melack, J. M., Montoya, M., Perez, G., Sethi, S. A., Gomes, C. P., and Flecker, A. S.: Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning, *Nature Communications*, <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12179-5>, 2019.
- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-ocampo, J. A., Carvajal-vallejos, F. M., Encalada, A. C., and Rivadeneira, J. F.: Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams, *Science Advances*, 4, 1–8, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>, 2018.
- Angarita, H., Wickel, A. J., Sieber, J., Chavarro, J., Maldonado-Ocampo, J. A., Herrera-R, G. A., Delgado, J., and Purkey, D.: Basin-scale impacts of hydropower development on the Mompós Depression wetlands, Colombia, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 2839–2865, <https://doi.org/10.5194/hess-22-2839-2018>, 2018.
- Bratrich, C., Truffer, B., Jorde, K., Markard, J., Meier, W., Peter, A., Schneider, M., and Wehrli, B.: Green hydropower: a new assessment procedure for river management, *River Research and Applications*, 20, 865–882, <https://doi.org/10.1002/rra.788>, 2004.

Caissie, D.: The thermal regime of rivers: A review, *Freshwater Biology*, 51, 1389–1406, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>, 2006.

Calamita, E., Siviglia, A., Gettel, G. M., Franca, J., Winton, R. S., Teodoru, C. R., Schmid, M., and Wehrli, B.: Unaccounted CO₂ leaks downstream of a large tropical hydroelectric reservoir, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, <https://doi.org/10.1073/pnas.2026004118/-/DCSupplemental.y>, 2021.

Carvajal-Quintero, J. D., Januchowski-Hartley, S. R., Maldonado-Ocampo, J. A., Jézéquel, C., Delgado, J., and Tedesco, P. A.: Damming Fragments Species' Ranges and Heightens Extinction Risk, *Conservation Letters*, 10, 708–716, <https://doi.org/10.1111/conl.12336>, 2017.

Chapman, L. J., Chapman, C. A., Nordlie, F. G., and Rosenberger, A. E.: Physiological refugia: Swamps, hypoxia tolerance and maintenance of fish diversity in the Lake Victoria region, *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 133, 421–437, [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(02\)00195-2](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(02)00195-2), 2002.

Clarkson, R. W. and Childs, M. R.: Temperature Effects of Hypolimnial-Release Dams on Early Life Stages of Colorado River Basin Big-River Fishes, *Copeia*, 2000, 402–412, [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2000\)000\[0402:TEOHRD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2000)000[0402:TEOHRD]2.0.CO;2), 2000.

Coble, D. W.: Fish Populations in Relation to Dissolved Oxygen in the Wisconsin River, *Transactions of the American Fisheries Society*, 111, 612–623, [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111<612:FPIRTD>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111<612:FPIRTD>2.0.CO;2), 1982.

Constantine, J. A., Dunne, T., Ahmed, J., Legleiter, C., and Lazarus, E. D.: Sediment supply as a driver of river meandering and floodplain evolution in the Amazon Basin, *Nature Geoscience*, 7, 899–903, <https://doi.org/10.1038/ngeo2282>, 2014.

Cooper, C. J., Mueller, C. A., and Eme, J.: Temperature tolerance and oxygen consumption of two South American tetras, *Paracheirodon innessi* and *Hyphessobrycon herbertaxelrodi*, *Journal of Thermal Biology*, 86, 102434, <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2019.102434>, 2019.

Deines, A. M., Bee, C. A., Katongo, C., Jensen, R., and Lodge, D. M.: The potential trade-off between artisanal fisheries production and hydroelectricity generation on the Kafue River, Zambia, *Freshwater Biology*, 58, 640–654, <https://doi.org/10.1111/fwb.12055>, 2013.

Dunn, F. E., Darby, S. E., Nicholls, R. J., Cohen, S., Zarfl, C., and Fekete, B. M.: Projections of declining fluvial sediment delivery to major deltas worldwide in response to climate change and anthropogenic stress, *Environ. Res. Lett.*, 14, 084034, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab304e>, 2019.

Eady, B. R., Rivers-Moore, N. A., and Hill, T. R.: Relationship between water temperature predictability and aquatic macroinvertebrate assemblages in two South African streams, *African Journal of Aquatic Science*, 38, 163–174, <https://doi.org/10.2989/16085914.2012.763110>, 2013.

Ekau, W., Auel, H., Pörtner, H.-O., and Gilbert, D.: Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish), *Biogeosciences*, 7, 1669–1699, <https://doi.org/10.5194/bg-7-1669-2010>, 2010.

de Fex-wolf, D., López-Casas, S., and Jiménez-Segura, L. F.: Hydropower effects on *Prochilodus magdalenae* (*Prochilodontidae*) reproduction: evidence from endocrine response, *Revista MVZ Córdoba*, 24, 7180–7187, <https://doi.org/10.21897/rmvz.1184>, 2019.

Flecker, A. S., Shi, Q., Almeida, R. M., Angarita, H., Gomes-Selman, J. M., García-Villacorta, R., Sethi, S. A., Thomas, S. A., LeRoy Poff, N., Forsberg, B. R., Heilpern, S. A., Hamilton, S. K., Abad, J. D., Anderson, E. P., Barros, N., Bernal, I. C., Bernstein, R., Cañas, C. M., Dangles, O., Encalada, A. C., Fleischmann, A. S., Goulding, M., Higgins, J., Jézéquel, C., Larson, E. I., McIntyre, P. B., Melack, J. M., Montoya, M., Oberdorff, T., Paiva, R., Perez, G., Rappazzo, B. H., Steinschneider, S., Torres, S., Varese, M., Walter, M. T.,

Wu, X., Xue, Y., Zapata-Ríos, X. E., and Gomes, C. P.: Reducing adverse impacts of Amazon hydropower expansion, *Science*, 375, 753–760, <https://doi.org/10.1126/science.abj4017>, 2022.

Fovet, O., Ndom, M., Crave, A., and Pannard, A.: Influence of dams on river water-quality signatures at event and seasonal scales: The Sélune River (France) case study, *River Research and Applications*, 36, 1267–1278, <https://doi.org/10.1002/rra.3618>, 2020.

García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., and Parra, O.: Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species, *River Research and Applications*, 27, 312–327, <https://doi.org/10.1002/rra>, 2011.

Giosan, L., Syvitski, J., Constantinescu, S., and Day, J.: Climate change: Protect the world's deltas, *Nature*, 516, 31–33, <https://doi.org/10.1038/516031a>, 2014.

Granzotti, R. V., Miranda, L. E., Agostinho, A. A., and Gomes, L. C.: Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages, *Aquatic Sciences*, 80, 1–14, <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>, 2018.

Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., MacDonald, G. K., Zarfl, C., and Liermann, C. R.: An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales, *Environ. Res. Lett.*, 10, 015001, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>, 2015.

Harrison, J. A., Prairie, Y. T., Mercier-blais, S., and Soued, C.: Year - 2020 Global Distribution and Pathways of Reservoir Methane and Carbon Dioxide Emissions According to the Greenhouse Gas From Reservoirs (G-res) Model, *Global Biogeochemical Cycles*, 35, e2020GB006888, <https://doi.org/10.1029/2020GB006888>, 2021.

Harvey, B. J. and Hoar, W. S.: *Teoría y Práctica de la Reproducción Inducida en los Peces*, Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Ottawa, 50 pp., 1980.

He, F., Zarfl, C., Bremerich, V., David, J. N. W., Hogan, Z., Kalinkat, G., Tockner, K., and Jähnig, S. C.: The global decline of freshwater megafauna, *Global Change Biology*, 25, 3883–3892, <https://doi.org/10.1111/gcb.14753>, 2019.

Hutchinson, G. E. and Loffler, H.: The thermal stratification of lakes, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 42, 84–86, <https://doi.org/10.1073/pnas.42.2.84>, 1956.

World Register of Dams: https://www.icold-cigb.org/GB/world_register/world_register_of_dams.asp, last access: 1 August 2018.

King, J., Cambray, J. A., and Impson, N. D.: Linked effects of dam-released floods and water temperature on spawning of the Clanwilliam yellowfish *Barbus capensis*, *Hydrobiologia*, 384, 245–265, <https://doi.org/10.1023/A:1003481524320>, 1998.

Kirby, M., Krittasudthacheewa, C., Mainuddin, M., Kemp-Benedict, E., Swartz, C., and de la Rosa, E.: The mekong: A diverse basin facing the tensions of development, *Water International*, 35, 573–593, <https://doi.org/10.1080/02508060.2010.514094>, 2010.

Kondolf, G. M., Gao, Y., Annandale, G. W., Morris, G. L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., and Yang, C. T.: Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents, *Earth's Future*, 2, 256–280, <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>, 2014.

Kramer, D. L. and McClure, M.: Aquatic surface respiration, a widespread adaptation to hypoxia in tropical freshwater fishes, *Environmental Biology of Fishes*, 7, 47–55, <https://doi.org/0378-1909/82/0071-0047>, 1982.

Kummu, M., Lu, X. X., Wang, J. J., and Varis, O.: Basin-wide sediment trapping efficiency of emerging reservoirs along the Mekong, *Geomorphology*, 119, 181–197, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.03.018>, 2010.

Kunz, M. J., Senn, D. B., Wehrli, B., Mwelwa, E. M., and Wüest, A.: Optimizing turbine withdrawal from a tropical reservoir for improved water quality in downstream wetlands, *Water Resources Research*, 49, 5570–5584, <https://doi.org/10.1002/wrcr.20358>, 2013.

Ledec, G. and Quintero, J. D.: Good dams and bad dams: environmental criteria for site selection of hydroelectric projects, *Latin America and the Caribbean Region: Sustainable Development Working Paper* 16, vi + 21 pp., 2003.

Lewis, W. M. J.: Tropical limnology, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18, 159–184, 1987.

Lewis, W. M. J.: Tropical lakes : how latitude makes a difference, *Perspectives in Tropical Limnology*, 43–64, 1996.

Li, T., Mo, K., Wang, J., Chen, Q., Zhang, J., and Zeng, C.: Science of the Total Environment Mismatch between critical and accumulated temperature following river damming impacts fish spawning, *Science of the Total Environment*, 756, 144052, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144052>, 2021.

López-Casas, S.: Magdalena potamodromous migrations: effects of regulated and natural hydrological regimes, *Universidad de Antioquia*, 1–135 pp., 2015.

López-casas, S., Jiménez-segura, L. F., and Pérez-Gallego, C. M.: Peces migratorios al interior de una central hidroeléctrica : caso, *Biota Colombiana*, 15, 26–39, 2014.

López-Casas, S., Jiménez-Segura, L. F., Agostinho, A. A., and Pérez, C. M.: Potamodromous migrations in the Magdalena River basin: bimodal reproductive patterns in neotropical rivers, *Journal of fish biology*, 89, 157–171, <https://doi.org/10.1111/jfb.12941>, 2016.

Maavara, T., Parsons, C. T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H. H., Powley, H. R., and Van Cappellen, P.: Global phosphorus retention by river damming., *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112, 15603–8, <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112>, 2015.

Moran, E. F., Claudia, M., Moore, N., Müller, N., and Hyndman, D. W.: Sustainable hydropower in the 21st century, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115, 11981–11898, <https://doi.org/10.1073/pnas.1809426115>, 2018.

Olden, J. D. and Naiman, R. J.: Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity, *Freshwater Biology*, 55, 86–107, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>, 2010.

Opperman, J., Grill, G., and Hartmann, J.: *The Power of Rivers: Finding balance between energy and conservation in hydropower development*, Washington, D.C., 52 pp., 2015.

Opperman, J., Hartmann, J., Raepple, J., Angarita, H., Beames, P., Chapin, E., Geressu, R., Grill, G., Harou, J., Hurford, A., D, K., Kelman, R., Martin, E., Martins, T., Peters, R., Rogéliz, C., and Shirley, R.: *The Power of Rivers A Business Case*, The Nature Conservancy, Washington, D.C., 1–88 pp., 2017.

Orlob, G. T.: *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs*, John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1983.

Parker, F. L., Benedict, B. A., and Tsai, C.: *Evaluation of mathematical models for temperature prediction in deep reservoirs*, National Environmental research center, US Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon, 1975.

Pesántez, J., Birkel, C., Mosquera, G. M., Peña, P., Arízaga-Idrovo, V., Mora, E., McDowell, W. H., and Crespo, P.: High-frequency multi-solute calibration using an in situ UV–visible sensor, *Hydrological Processes*, 35, e14357, <https://doi.org/10.1002/hyp.14357>, 2021.

Preece, R. M. and Jones, H. A.: The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia, *River Research and Applications*, 18, 397–414, <https://doi.org/10.1002/rra.686>, 2002.

van Puijenbroek, P. J. T. M., Buijse, A. D., Kraak, M. H. S., and Verdonshot, P. F. M.: Through the dam into troubled waters: Combined effects of stream fragmentation, habitat deterioration, and poor water quality on lowland stream fish distribution, *River Research and Applications*, 37, 1016–1024, <https://doi.org/10.1002/rra.3829>, 2021.

Rudorff, N., Rudorff, C. M., Kampel, M., and Ortiz, G.: Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 145, 349–361, <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.02.013>, 2018.

Spoor, W. A.: Distribution of fingerling brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in dissolved oxygen concentration gradients, *J.Fish Biol.*, 36, 363–373, 1990.

Stone, R.: Dam-building threatens Mekong fisheries, <https://doi.org/10.1126/science.354.6316.1084>, 2016.

Todd, C. R., Ryan, T., Nicol, S. J., and Bearlin, A. R.: The impact of cold water releases on the critical period of post-spawning survival and its implications for Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*): A case study of the Mitta Mitta River, southeastern Australia, *River Research and Applications*, 21, 1035–1052, <https://doi.org/10.1002/rra.873>, 2005.

Tognelli, M. F., Lasso, C. A., Bota-Sierra, C. A., Jiménez-Segura, L. F., and Cox, N. A.: Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los Andes tropicales, edited by: Tognelli, M. F., Lasso, C. A., Bota-Sierra, C. A., Jiménez-Segura, L. F., and Cox, N. A., IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK and Arlington, USA, 214 pp., 2016.

Valencia-Rodríguez, D., Herrera-Pérez, J., Restrepo-Santamaría, D., Galeano, A., Winton, R. S., and Jiménez-Segura, L.: Fish community turnover in a dammed Andean River over time, *Neotropical Ichthyology*, 20, 1–19, <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0091>, 2022.

van Vliet, M. T. H., Ludwig, F., and Kabat, P.: Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change, *Climatic Change*, 121, 739–754, <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0976-0>, 2013.

Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., and Syvitski, J. P. M.: Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments, *Global and Planetary Change*, 39, 169–190, [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7), 2003.

Ward, J. V and Stanford, J. a: Evolutionary Ecology of Aquatic Insects, *Annual review of entomology*, 97–117, 1982.

Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I. G., Darwall, W., Lujan, N. K., Harrison, I., Stiassny, M. L. J., Silvano, R. A. M., Fitzgerald, D. B., Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Albert, J. S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J. P., Arantes, C. C., Sousa, L. M., Koning, A. A., Hoeninghaus, D. J., Sabaj, M., Lundberg, J. G., Armbruster, J., Thieme, M. L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G. T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C. S., Akama, A., van Soesbergen, A., and Saenz, L.: Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong, *Science*, 351, 128–129, <https://doi.org/10.1126/science.aac7082>, 2016.

Winton, R. S., Calamita, E., and Wehrli, B.: Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification, *Biogeosciences*, 16, 1657–1671, <https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019>, 2019.

Young, W. C., Kent, D. H., and Whiteside, B. G.: The influence of a deep storage reservoir on the species diversity of benthic macroinvertebrate communities of the Guadalupe River, Texas Journal of Science, 27, 213–224, 1976.

Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., and Tockner, K.: A global boom in hydropower dam construction, Aquatic Sciences, 77, 161–170, <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>, 2014.

Este preprint fue presentado bajo las siguientes condiciones:

- Los autores declaran que son conscientes de que son los únicos responsables del contenido del preprint y que el depósito en SciELO Preprints no significa ningún compromiso por parte de SciELO, excepto su preservación y difusión.
- Los autores declaran que se obtuvieron los términos necesarios del consentimiento libre e informado de los participantes o pacientes en la investigación y se describen en el manuscrito, cuando corresponde.
- Los autores declaran que la preparación del manuscrito siguió las normas éticas de comunicación científica.
- Los autores declaran que los datos, las aplicaciones y otros contenidos subyacentes al manuscrito están referenciados.
- El manuscrito depositado está en formato PDF.
- Los autores declaran que la investigación que dio origen al manuscrito siguió buenas prácticas éticas y que las aprobaciones necesarias de los comités de ética de investigación, cuando corresponda, se describen en el manuscrito.
- Los autores declaran que una vez que un manuscrito es postado en el servidor SciELO Preprints, sólo puede ser retirado mediante solicitud a la Secretaría Editorial deSciELO Preprints, que publicará un aviso de retracción en su lugar.
- Los autores aceptan que el manuscrito aprobado esté disponible bajo licencia [Creative Commons CC-BY](#).
- El autor que presenta el manuscrito declara que las contribuciones de todos los autores y la declaración de conflicto de intereses se incluyen explícitamente y en secciones específicas del manuscrito.
- Los autores declaran que el manuscrito no fue depositado y/o previamente puesto a disposición en otro servidor de preprints o publicado en una revista.
- Si el manuscrito está siendo evaluado o siendo preparando para su publicación pero aún no ha sido publicado por una revista, los autores declaran que han recibido autorización de la revista para hacer este depósito.
- El autor que envía el manuscrito declara que todos los autores del mismo están de acuerdo con el envío a SciELO Preprints.