

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.57639>

El repoblamiento como estrategia de manejo pesquero y su rol en la dilación del manejo de los ecosistemas acuáticos

Silvia López-Casas^{1, 2 *};  <https://orcid.org/0000-0003-3329-4976>

Daniel Restrepo-Santamaría²;  <https://orcid.org/0000-0003-1212-218X>

Daniel Valencia-Rodríguez^{2, 3};  <https://orcid.org/0000-0002-8999-1757>

Sebastián Muñoz-Duque²;  <https://orcid.org/0000-0003-2593-4291>

Alejandro Loaiza-Santana²;  <https://orcid.org/0000-0003-2608-8218>

Luz Fernanda Jiménez-Segura²;  <https://orcid.org/0000-0003-0784-0355>

1. Wildlife Conservation Society, Cra. 24d #6 Oeste-10, Miraflores, Cali, Colombia; slopezcasas@wcs.org (*Correspondencia)
2. Grupo de Ictiología, Departamento de Biología, Universidad de Antioquia. Calle 67. 53-108, Medellín, Colombia; dasanta24@gmail.com, alejandro.loaiza.san@gmail.com, sebasemd@gmail.com, luz.jimenez@udea.edu.co
3. Red de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología A.C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, 91070 Xalapa, Veracruz, México; davarod@gmail.com

Recibido 14-XI-2023. Corregido 08-VIII-2024. Aceptado 30-X-2024.

ABSTRACT

Fish stocking as fishing management strategy and its role in delaying the management of aquatic ecosystems

Introduction: Fish stocking has been one of the most applied management actions worldwide for managing declining fisheries. However, worldwide, technical requirements have been identified to carry out these activities and improve their effectiveness, which in the Colombian case have been included in the fishing regulations since 2017.

Objective: To discuss the role of restocking as a fisheries management strategy in delaying the management of inland aquatic ecosystems.

Methods: For the period 1990-2023, we searched for technical and scientific publications in electronic media, using the keywords “repoblamiento pesquero” and “fish stocking”. We researched and requested fishing landings and fish restocking data from Colombia. We calculated total and by species releases for the reported systems and tested their efficiency by correlating releases with one year lag fish landings.

Results: There are different terms to describe the intentional release of fish into aquatic ecosystems as a management practice. Its use might vary according to the objectives of fish releases or due to translation difficulties from English to Spanish. The origin of the practice is associated with freshwater integrity loss in which species of commercial and economic interest inhabit but does not replace the management actions of the impacted ecosystems. We found no relationship between fish releases and fish landings.

Conclusions: Stocking has not been effective as a fisheries management measure, since it has been used to artificially increase fish populations impacted by low integrity of their habitats. Without real impacts on fisheries, it supports a misleading idea of action, leading us down an evasive and dilatory path of our environmental responsibilities.

Key words: fish population recovery; environmental offsets; restoration; unforeseen impacts; fisheries; tropical fish communities.



RESUMEN

Introducción: El repoblamiento de peces ha sido una de las acciones de manejo más aplicadas en todo el mundo para el manejo de pesquerías en declive. Sin embargo, a nivel mundial se han identificado requisitos técnicos para llevar a cabo estas actividades y mejorar su efectividad, que en el caso colombiano están incluidas en la normativa pesquera desde el 2017.

Objetivo: Discutir el rol que han desempeñado los repoblamientos como estrategia de manejo de las pesquerías en la dilación de la gestión de los ecosistemas acuáticos continentales.

Métodos: Para el periodo 1990-2023 realizamos una búsqueda de publicaciones de carácter técnico y científico en medios electrónicos, usando las palabras clave “repoblamiento pesquero” y “fish stocking”. Buscamos y solicitamos los desembarcos pesqueros y los repoblamientos de peces en Colombia. Calculamos las liberaciones totales y por especies para los sistemas reportados y probamos la eficiencia de la práctica correlacionando las liberaciones con los desembarcos pesqueros con un *lag* de un año.

Resultados: Existen diferentes términos para describir la liberación intencionada de peces en ecosistemas acuáticos como práctica de manejo. Su uso puede variar de acuerdo con los objetivos de las liberaciones o por dificultades de traducción del inglés al español. El origen de la práctica está asociado a la pérdida de integridad de los ecosistemas acuáticos en los que habitan especies de interés comercial y económico, pero no suple las acciones de manejo de los ecosistemas impactados. No encontramos relación entre las liberaciones de peces y los desembarcos pesqueros.

Conclusiones: El repoblamiento no ha sido efectivo como medida de manejo de las pesquerías, ya que se ha usado para aumentar artificialmente las poblaciones de peces impactadas por la baja integridad de sus hábitats. Sin impactos reales en las pesquerías, sustenta una idea engañosa de acción, llevándonos por un camino evasivo y dilatorio de nuestras responsabilidades ambientales.

Palabras clave: restauración de ecosistemas acuáticos; recuperación de poblaciones de peces; compensaciones ambientales; impactos no previstos; pesquerías, comunidades de peces tropicales.

INTRODUCCIÓN

El repoblamiento de peces ha sido una de las acciones de manejo más aplicadas en todo el mundo (Anders, 1998; Garlock et al., 2019; Welcomme, 1988). Su aparición y uso ha estado ligado al hecho de que la pesca es uno de los servicios ecosistémicos más valorados por las comunidades ribereñas alrededor del mundo (Ainsworth et al., 2023; Lynch et al., 2023), junto con el desarrollo y mejoramiento de las técnicas para la reproducción *ex-situ* de peces (Chen et al., 2012; Hu et al., 2021; National Oceanic And Atmospheric Administration Fisheries [NOAA], 2021).

En el marco de las ciencias pesqueras, existen diferentes motivaciones que han incentivado su uso: subvencionar la pesca, mitigar la pérdida de hábitat y la sobreexplotación, y reconstruir y recuperar poblaciones silvestres de peces (McMillan et al., 2023). Sin embargo, el objetivo principal de la mayoría de los programas de repoblamiento de peces continentales es apoyar o mejorar la producción de poblaciones importantes para la pesca

recreativa o comercial (Molony et al., 2005; Pister, 2001). De modo similar, para el público general se constituye como una actividad que busca “sembrar peces” de una o varias especies en particular, en un ecosistema natural, para mejorar la pesca de las especies en cuestión, con múltiples intereses de por medio. Por lo anterior, se ha constituido en la liberación deliberada de peces provenientes de otros sistemas naturales o de cultivo, en un cuerpo de agua específico (Agostinho et al., 2007).

A pesar de su historia, el avance de la ciencia y una nueva conciencia ambiental, han generado abundantes revisiones documentando los diversos impactos, positivos y negativos, en los ecosistemas acuáticos y las poblaciones de peces en los que se han realizado (Agostinho et al., 2010; Cowx, 1997; Cowx & Gerdeaux, 2004; Cross, 2000; Hunt & Jones, 2017; Lopes-Bueno et al., 2021; Márquez et al., 2020; Pister, 2001), que incluyen impactos a diferentes escalas, desde el nivel individual, como cambios en la supervivencia de los individuos liberados en medio natural (Abdul-Razak et al., 2019), cambios a largo plazo en la microbiota intestinal

de los peces sembrados (Lavoie et al., 2021) o cambios en la neuroplasticidad y comportamiento de los peces sembrados (Mes et al., 2018), impactos a nivel de especie como los asociados a la genética de las poblaciones (Castañeda, 2012; de la Rosa et al., 2020; Finnegan & Stevens, 2008; Márquez et al., 2020), e impactos a nivel de ecosistemas, como los cambios en las redes tróficas (Khan et al., 2015), la introducción de parásitos (Djikanović et al., 2018), pérdida de la integridad de los ecosistemas y de biodiversidad de macrófitas (Skeate et al., 2022), o cambios en la calidad del agua de los ecosistemas en los que se siembran los peces (Li et al., 2018), por solo mencionar algunos. A raíz de la creciente preocupación por los impactos del repoblamiento de peces, se han publicado y establecido una serie de recomendaciones para minimizar los posibles impactos negativos y maximizar los resultados positivos (ver por ejemplo, Bell et al., 2008; Harrison, Abell et al., 2018; Lorenzen, 2005; Lorenzen, 2008; Lorenzen et al., 2010; Márquez et al., 2020; Pearsons & Hopley, 1999).

En general, se reconoce que para diseñar un programa de repoblamiento pesquero exitoso es importante tener en cuenta las principales fuentes de fracaso en este tipo de proyectos (Novak et al., 2021). Se deben considerar múltiples factores, como las restricciones ambientales específicas, la necesidad de acciones localizadas según las características del cuerpo de agua en cuestión, las particularidades biológicas y las demandas de las poblaciones que se van a repoblar, así como los mejores lugares y épocas para llevar a cabo la liberación, entre otros aspectos relevantes (Chen et al., 2015; Lorenzen et al., 2010).

En Colombia, los programas de repoblamiento pesquero deben registrarse de acuerdo con los lineamientos establecidos en la Resolución N° 2 838 expedida por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) el 28 de diciembre de 2017. Esta resolución recoge las recomendaciones generalmente aceptadas por la comunidad científica y establece las directrices técnicas y los requisitos para llevar a cabo repoblamiento, rescate, traslado y liberación de

recursos pesqueros ícticos en aguas continentales de Colombia. Además, derogó la Resolución N° 00531 del 20 de diciembre de 1995 expedida por el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA) que establecía los requisitos para el repoblamiento de peces en aguas continentales en Colombia. Todo esto se enmarca en la Ley 13 de 1991, cuyo objetivo general es regular el manejo integral y la explotación racional de los recursos pesqueros para asegurar su aprovechamiento sostenible, y que define el repoblamiento como una acción de manejo que se enmarca en la conservación y/o restauración de poblaciones de peces.

Según la regulación existente, para realizar esta actividad es necesario presentar un Plan de Actividades, que es un documento técnico mediante el cual se presentan las actividades que se realizarán, junto con información relevante para lograr los objetivos del repoblamiento y/o el rescate, traslado y liberación con los recursos pesqueros (Resolución N° 2 838, 2017). El plan debe contemplar tanto las actividades previas, que permitan evaluar la viabilidad y factibilidad del repoblamiento, la calidad y estado de los organismos y ecosistemas. Aunque la resolución del 2017 contemplaba también las actividades posteriores para el monitoreo y evaluación de la efectividad del repoblamiento, este requisito fue eliminado con la Resolución 417 de 2019 por la cual se modificó parcialmente la Resolución N° 2 838 del 17 de diciembre de 2017 (Resolución N° 00417, 2019).

En este trabajo discutimos de manera crítica el papel de los repoblamientos como una de las estrategias de manejo de los peces sujetos a uso y el impacto de esta práctica en la gestión adecuada de los ecosistemas acuáticos continentales. Buscamos resaltar que los esfuerzos de conservación y gestión a menudo se centran en proteger especies individuales (el enfoque clásico de las pesquerías), pero nosotros creemos alternativamente que la gestión puede centrarse en la restauración de procesos ecosistémicos o hábitats más amplios, que pueden tener mejores resultados para alcanzar los objetivos de conservación, como ha sido recientemente demostrado (Marttila et al., 2019; Radinger et



al., 2023). Para ello realizamos una revisión que nos permitió abordar el término desde sus diferentes definiciones, y trazar una breve historia de su origen y uso. Adicionalmente, analizamos el grado de cumplimiento normativo de los repoblamientos autorizados y registrados por la AUNAP (Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca) desde la actualización de la normativa colombiana en el 2017, evaluando su eficiencia al contrastar los registros de repoblamiento presentados por la AUNAP con los datos de desembarcos pesqueros registrados por el sistema del Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC) en la cuenca del Magdalena. Por último discutimos críticamente la continuidad de esta práctica y las implicaciones que ha tenido en la gestión adecuada de los ecosistemas acuáticos continentales, y por ende en el estado actual en el que se encuentran en el país, situación que se repite en todos los países de América Latina, pues la comprensión y gestión de los ecosistemas acuáticos continentales ha sido más lenta, menos popular y efectiva que la de los ecosistemas terrestres, entre otras cosas, porque la complejidad de los ecosistemas acuáticos continentales ha impedido que, como sociedad, tomemos las decisiones adecuadas para su manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Levantamiento de datos: Para determinar la historia de las actividades de repoblamientos y sus objetivos como herramienta de manejo ambiental realizamos una revisión de literatura disponible tanto en internet, como publicaciones físicas (libros, artículos, memorias de eventos). Se consideraron todas las investigaciones que responden preguntas relacionadas con el repoblamiento pesquero. Para ello, realizamos una búsqueda Booleana de literatura primaria (artículos científicos), secundaria (libros y capítulos de libros), literatura primaria en proceso de revisión, pero disponible en repositorios abiertos (Preprint) y literatura gris (tesis y conferencias) que fueran citados en Google Scholar desde 1990 hasta febrero del 2023. Realizamos la búsqueda en inglés y en español,

incluyendo fuentes como informes técnicos y páginas web, usando las siguientes palabras clave: “repoblamiento”, “repoblamiento pesquero”, “fish stocking”. Los artículos encontrados fueron revisados y filtrados, incluyéndose en la revisión sólo los artículos o documentos relacionados con la liberación de peces en ambientes acuáticos continentales o marinos, y provenientes de ambientes naturales o de criadero. Se excluyeron todos los artículos relacionados con el manejo en la acuicultura o que consideraran otro grupo biológico diferente a los peces.

Aunque reconocemos que existen diversas medidas de manejo pesquero, principalmente centradas en proteger especies individuales (tallas mínimas de captura, vedas, cuotas de pesca y/o comercialización), la discusión de la eficiencia de dichas medidas no es el objeto de este artículo, y puede ser revisada, para el caso colombiano en (Hernández-Barrero, Valderrama et al., 2021; Hernández-Barrero, Barreto-Reyes et al., 2021; López-Casas et al., 2020).

Para la evaluación de los repoblamientos pesqueros realizados en Colombia, autorizados y registrados por AUNAP a partir de la emisión de la Resolución N° 2 838 de 2017 (que actualizó la normatividad nacional acogiendo las recomendaciones de expertos nacionales e internacionales), solicitamos por medio del canal de atención al ciudadano de dicha entidad la siguiente información: 1. número de repoblamientos realizados; 2. lugares; 3. años en los que se han realizado; 4. nombre común; 5. nombre científico de las especies utilizadas; 6. número de individuos repoblados; 7. origen de los alevinos; 8. origen de sus parentales; 9. persona natural, jurídica o entidad que realizó el repoblamiento; 10. número de eventos en los que se presentó plan de repoblamiento; 11. número de eventos en los que se presentó plan de monitoreo y seguimiento y sus informes. Con esto, calculamos cuántos de estos elementos fueron reportados para cada uno de los eventos de repoblamiento, e identificamos el grado de cumplimiento medio y el porcentaje de eventos que reportaba toda esta información. En los casos en los que una o más variables de

un registro de repoblamiento no reportaran ninguna información, se reportó como “sin información” (S.I.). Adicionalmente, para complementar los datos realizamos una búsqueda en internet sobre eventos de repoblamiento reportados en prensa y reportes de gestión para el periodo anterior a la actualización de la normativa sobre los repoblamientos (Resolución N°2 838, 2017). Para el seguimiento de la efectividad de las actividades de repoblamiento, usamos la información sobre los desembarcos de pesquerías artesanales (kg) de la cuenca del río Magdalena, disponibles en el portal de datos del SEPEC para los años 2016-2023 (Sistema estadístico pesquero de Colombia [SEPEC], 2023).

Análisis de datos: Con base en la revisión de literatura construimos una matriz de datos que resume el contenido de los documentos, lo que nos permitió realizar análisis gráficos para identificar la tendencia temporal de las divulgaciones, los ambientes acuáticos, el lugar donde se llevó a cabo el estudio, las especies objetivo de repoblamiento, los pros y contras de estas actividades, y eventuales vacíos de información. La información recibida por parte de AUNAP se curó y se compiló en dos matrices de datos, una para repoblamiento, y otra para desembarcos pesqueros, de modo que posibilitara realizar análisis descriptivos de las actividades realizadas en el país (Material Suplementario 1). De modo similar la información relativa a los repoblamientos recuperados de internet se compiló en una matriz y se graficó para evaluar las tendencias temporales.

Para evaluar la eficiencia de la práctica del repoblamiento, revisamos las series de datos evaluando la representatividad de la especie y la continuidad de la serie de datos, seleccionando sólo aquellas que tuvieran datos continuos y representativos para toda la cuenca. Usando los criterios anteriores, solo evaluamos si existían relaciones entre el número de individuos de bocachico, *Prochilodus magdalenae* Steindachner 1879, liberados en los ecosistemas acuáticos y la actividad pesquera (biomasa de los desembarcos para la misma especie), y generamos un modelo de regresión lineal ordinaria. En este

modelo, la variable respuesta fue el reporte de desembarcos de SEPEC y la variable predictora fue el número de individuos liberados.

El bocachico, *P. magdalenae*, es la especie más representativa de las pesquerías artesanales de la cuenca del Magdalena, con aportes que van entre el 41 y 98 % de las capturas dependiendo del río y época del año (Hernández-Barrero, Valderrama et al., 2021; López-Casas, 2015; Valderrama et al., 2016; Valderrama-Barco et al., 2020), siendo los tamaños más pequeños (8-24 cm de longitud estándar) los que generan el mayor aporte en biomasa relativa (Hernández-Barrero, Valderrama et al., 2021). Dado que la especie alcanza la madurez sexual y se recluta a las pesquerías entre los 10 y 12 meses de edad (Narváez et al., 2013; Roa-Lázaro et al., 2017; Roa-Lázaro, 2020), el impacto de los individuos liberados en actividades de repoblamiento se refleja en la productividad pesquera del año siguiente (e.g, los individuos liberados en 2016 afectan las capturas en 2017), por lo cual fue necesario alinear los datos de liberaciones y capturas. Para lograr esto y analizar la relación entre ambas variables en función del tiempo se aplicó un ajuste de rezago, conocido como “lag”. Este ajuste desplazó los valores de desembarcos, permitiendo analizar cómo las liberaciones de un año se relacionan con las capturas en el año siguiente.

Todos los diagramas y análisis estadísticos se realizaron en el software R (R Core Team, 2022).

RESULTADOS

Uso y definición del repoblamiento: Nuestra búsqueda arrojó 18 370 resultados, de los cuales solo 520 estaban relacionados con repoblamientos como una práctica de manejo pesquero o de los ecosistemas acuáticos, y solo 157 con repoblamientos de peces, bien fueran marinos o continentales. La mayoría de los resultados que no cumplieron con los criterios establecidos para la revisión se enfocaban en prácticas de manejo para la acuicultura y/o estaban enfocados en otros grupos biológicos, como moluscos.

Al analizar los países con mayor número de publicaciones, encontramos que Estados Unidos lidera la lista con el 15.9 %, seguido de Australia con el 8.9 %, Brasil, Colombia y Canadá ocupan el tercer lugar, cada uno con un 8.3 % de las publicaciones (Fig. 1A). En cuanto a los temas más frecuentes, se observa que predominan los temas generales como revisiones,

mejoras de prácticas y consideraciones políticas y metodológicas, entre otros. Los estudios de caso de repoblamiento en ambientes continentales son más comunes que en ambientes marinos y estuarinos, estos últimos presentes con menor frecuencia (Fig. 1B).

A nivel mundial, la sociedad ha utilizado diversos términos para describir actividades

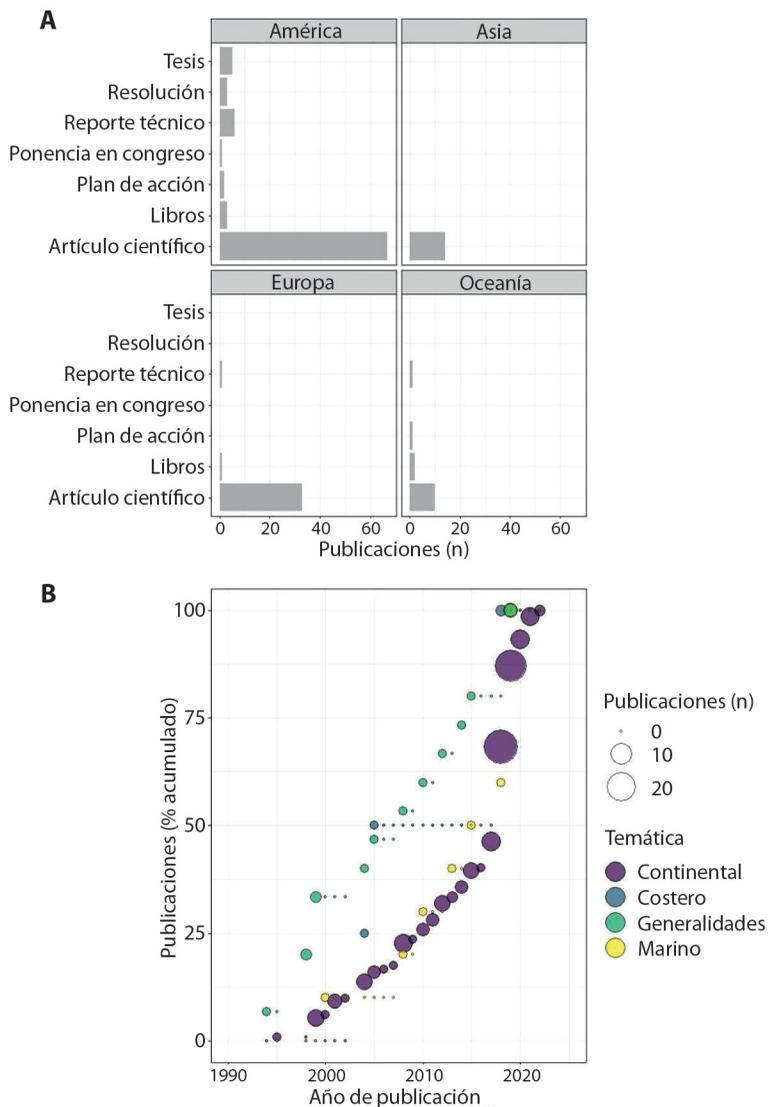


Fig. 1. A. Número de publicaciones sobre el repoblamiento en los diferentes continentes. **B.** Tendencia temporal de las principales temáticas de las publicaciones sobre repoblamiento en la literatura técnica y científica revisada. / **Fig. 1. A.** Number of publications on repopulation on the different continents. **B.** Temporal trend of the main topics of publications on repopulation in the technical and scientific literature reviewed.

asociadas a la liberación de peces juveniles en el medio natural, pero con diferentes objetivos (Tabla 1). Entre los más comunes se encuentran “re población”, “mejora de la población”, “cría en

granjas” y “suplementación” (Bell et al., 2008; Lorenzen, 2008). La repoblación (restocking) implica liberar, en poblaciones silvestres, a juveniles provenientes de criaderos de desove

Tabla 1

Términos más frecuentes en la literatura para referirse a la liberación de peces criados en cautividad al medio natural. / **Table 1.** Most frequent terms in the literature to refer to the release of captive-bred fish into the natural environment.

Término	Definición
Repoblamiento	<p>Liberación repetida de peces dentro de un ecosistema en el cual la especie está establecida y por tanto los ejemplares liberados pueden ser de especies nativas o no nativas (Welcomme, 1998)</p> <p>Liberación repetida de organismos en un ecosistema de un ecosistema externo para mitigación, conservación, restauración o compensación de stocks sobreexplotados y para mejorar/mantener stocks que no se reproducen naturalmente en el cuerpo de agua de interés (Cowx, 1999).</p> <p>Práctica para mejorar las pesquerías locales o para soportar las especies amenazadas (Max Planck Institute for Evolutionary Biology [MPI], 2017).</p> <p>Liberación de peces provenientes de criaderos en un río, lago u océano para suplementar las poblaciones existentes o para crear una población donde no existe ninguna. (Michigan Aquaculture Association [MAA], 2017).</p> <p>Es la siembra al medio natural de ejemplares de peces producidos en cautiverio, provenientes de parentales naturales originarios de la cuenca donde se van a sembrar (Resolución N°2 838, 2017).</p>
Restocking (reposición)	<p>Liberación de individuos juveniles, provenientes de criaderos, en poblaciones naturales, para restaurar biomasa desovantes severamente decaídas a niveles en los cuales puedan nuevamente contar con rendimientos regulares y sustanciales (Bell et al., 2008).</p> <p>Liberación de peces de criadero en un área en donde las especies históricamente han existido, pero que ahora son raras o extintas, o donde la pesquería ha declinado o colapsado (Bannister, 1991).</p> <p>Liberaciones de peces de criadero, en un tiempo limitado, enfocadas en la reparación de poblaciones agotadas, más rápidamente que lo que se alcanzaría con la recuperación natural (Lorenzen, 2008; Utter & Epifanio, 2002).</p>
Stock enhancement (mejora de la población de peces)	<p>Liberación de peces de criadero, de estadíos o tamaños particulares, en un área o stock para incrementar algunos aspectos de la pesquería (tasas de captura, captura total, biomasa, abundancia, etc.) (Molony et al., 2005).</p> <p>Liberación de juveniles cultivados a una población natural para aumentar la oferta natural de juveniles y optimizar la producción a través de la superación de la limitación del reclutamiento (Bell et al., 2008)</p> <p>Liberación continua de peces de criadero dentro de una población natural que se auto recluta con el objetivo de sostener las pesquerías frente a una explotación intensiva y/o la degradación del hábitat (Lorenzen, 2008; Utter & Epifanio, 2002).</p>
Aquaculture based fisheries enhancement (mejora de las pesquerías basada en acuicultura)	<p>Conjunto de enfoques que involucran la liberación de organismos cultivados para mejorar, conservar, o restaurar las pesquerías (Bell et al., 2008; Lorenzen, 2008).</p>
Supplementation (suplementación)	<p>Liberación de peces de cultivo dentro de poblaciones muy pequeñas y en declive, con el fin de reducir el riesgo de extinción y conservar la diversidad genética (Hedrick et al., 2000; Hildebrand, 2002).</p>



agotada, permitiéndoles alcanzar niveles que brinden rendimientos regulares y sustanciales (Lorenzen, 2005). Por su parte, la “mejora de la población” (stock enhancement) tiene como objetivo aumentar la productividad de una pesquería al incrementar el suministro natural de juveniles y optimizar las capturas, superando las limitaciones del reclutamiento (Bell et al., 2008; Welcomme et al., 2010). En el caso de la cría en granjas (fish ranching), se liberan juveniles cultivados en ambientes abiertos con el propósito de capturar individuos de mayor tamaño (criar, crecer y recolectar) (Bartley & Bell, 2008). La suplementación, por otro lado, se define como la liberación de peces de cultivo en poblaciones pequeñas y en declive, con el fin de reducir el riesgo de extinción y conservar la diversidad genética (Hedrick et al., 2000; Hilderbrand, 2002).

Breve historia de los repoblamientos y el deterioro de los ecosistemas acuáticos: La historia de los repoblamientos de peces en el mundo se remonta a varios siglos atrás. Los primeros repoblamientos de peces se realizaron en diferentes partes del mundo y no existe un consenso claro sobre cuál fue el primer lugar exacto. Sin embargo, se conocen algunos casos históricos de repoblamiento de peces, estando, en general, ligada a la historia del deterioro ambiental, cuyos efectos en los ríos ocasionaron la disminución de las poblaciones de peces que eran objeto de uso, sumada a la sobreexplotación de dichos recursos (Chen et al., 2012; Cowx, 1994a; Molony et al., 2005; NOAA, 2021; Pister, 2001).

Los registros históricos muestran que los primeros repoblamientos de peces de aguas continentales se realizaron en China durante la dinastía Tang en el año 618-907 EC. Durante este tiempo, se llevaron a cabo esfuerzos de conservación y mejora de las pesquerías mediante la liberación de diversas especies de carpas en estanques y lagos a lo largo del río Zhujiang (Hu et al., 2021).

Sin embargo, los repoblamientos modernos comenzaron a desarrollarse a partir de mediados del siglo XIX (Suthers et al., 2021).

En Noruega, en 1864, G.O. Sars logró la propagación artificial de alevinos de bacalao, una especie que se encontraba en declive (Svåsand et al., 2012). Esto marcó el inicio de los repoblamientos modernos con peces de criadero para mejorar las pesquerías de bacalao.

En América, en 1871 se creó la Comisión de Pesca de Estados Unidos de América (USBF) con el objetivo de investigar, promover y preservar las pesquerías del país. En 1872, la USBF fundó la Estación Baird en el río McCloud, al norte de California, con la tarea de “complementar las poblaciones nativas en declive de peces comestibles costeros y lacustres a través de la propagación de peces”. Livingston Stone, uno de los primeros empleados de la estación, realizó la primera recolección de huevos de salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) para la fertilización artificial. Ese mismo año, se enviaron 30 000 huevos fertilizados que resultaron en la supervivencia de 700 juveniles, los cuales fueron liberados en el río Susquehanna. Estos repoblamientos se realizaron principalmente con especies como el salmón Chinook y el sábalo americano (*Alosa sapidissima*) (NOAA, 2021). De esta última especie se destaca el caso del río Hudson, en donde tras la llegada de la revolución industrial sus pesquerías decayeron, iniciándose en 1882 un programa de repoblamiento que por diez años liberó millones de juveniles de la especie para mejorar las pesquerías. A pesar de estos esfuerzos, las pesquerías colapsaron en 1910 (Daniels et al., 2011).

A partir de la década de 1900, los repoblamientos se expandieron a nivel mundial (Holčík, 1991; Lever, 1996; Patterson, 2015; Rinne & Janish, 1995). En países como Brasil, Argentina, México, Colombia y varios países europeos, se llevaron a cabo repoblamientos con diferentes especies de peces, tanto nativas como no nativas, alrededor de 1930 (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2011; Parrado-Sanabria, 2016). Estos repoblamientos se realizaron en arroyos, ríos, lagos de tierras bajas y de alta montaña, embalses y otros cuerpos de agua, y tuvieron diversos objetivos, como mejorar las pesquerías

recreativas, garantizar la seguridad alimentaria y recuperar la fauna nativa (Agostinho et al., 2008; FAO, 1999; Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina [MAGyP], 2011).

En la segunda mitad del siglo XX, los repoblamientos se intensificaron en muchos países y se diversificaron en términos de especies utilizadas y objetivos. Se utilizaron avances tecnológicos en la cría y transporte de peces, lo que permitió repoblar una gran cantidad de lagos y embalses en Estados Unidos (Patterson, 2015; Rinne & Janish, 1995). En América Latina, a través de programas impulsados por la FAO, se repoblaron cuerpos de agua con especies nativas y no nativas con el fin de aumentar la pesca deportiva, recuperar la fauna nativa y brindar seguridad alimentaria a los habitantes de las zonas rurales (FAO, 1999; Ibáñez & García-Calderón, 2007; Parrado-Sanabria, 2016; Serna-Mendoza et al., 2010; Welcomme, 1988), muchas veces asociado al auge de la construcción de obras hidráulicas desde 1930 (MAGyP, 2011).

En 1968, en Colombia se creó el Inderena con el propósito de reglamentar, administrar y proteger los recursos naturales renovables y el ambiente en el país. Durante su existencia, el Inderena llevó un registro de las capturas de las principales especies de peces del país. Estos registros evidenciaron un descenso en las poblaciones de peces comerciales en la cuenca del río Magdalena a lo largo de las décadas, con fluctuaciones entre 79 000 y 49 000 ton/año en la década de los 70's, entre 63 000 y 27 000 ton/año en los 80's y entre 27 000 y 7 450 ton/año en los 90's (Mojica, 2002). Durante la década de los 70, esta entidad comenzó a regular las actividades de liberación de peces juveniles. Así, en las décadas siguientes estas liberaciones se intensificaron y diversificaron sus objetivos, enfocándose tanto en la pesca deportiva con especies no nativas como en la recuperación de las poblaciones silvestres de especies nativas afectadas por la construcción de embalses (FAO, 2011; Parrado-Sanabria, 2016; Serna-Mendoza, 2010).

Posteriormente, en 1995, el INPA, ante la evidente reducción de las principales especies

pesqueras del país, y con el fin de garantizar el aprovechamiento sostenido de los recursos pesqueros en las aguas continentales, reglamentó las liberaciones de peces. Para esto, estableció criterios técnicos y promovió la participación comunitaria en estas actividades, y prohibió el uso de especies no nativas en las liberaciones, enfocándose en especies nativas de la cuenca del río Magdalena (Resolución N° 00531, 1995). Diversas entidades, tanto estatales como privadas, llevaron a cabo repoblamientos en diferentes cuerpos de agua de la cuenca, con el objetivo de mantener el stock pesquero y garantizar la seguridad alimentaria de las comunidades locales ante el descenso de las poblaciones silvestres de la cuenca (Martelo-Tirado, 2017; Minagricultura, 2020; Mojica, 2002; Redacción El Tiempo, 1994, Redacción El Tiempo, 1996; Torres-Sierra, 2017).

En años posteriores, desde 2010 en adelante, se promovieron iniciativas como el programa "Colombia Siembra" del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, que continuó impulsando los repoblamientos de especies nativas en distintos municipios. Empresas como EMGESA, Drummond y Ecopetrol también realizaron repoblamientos como parte de sus compromisos ambientales (Drummond, 2016; Eco-guía, 2013; La Nación, 2012, La Nación, 2017). Adicionalmente, la creación de la AUNAP en 2011, tras la escisión de algunas funciones del INCODER, fortaleció la regulación y el control de las actividades de pesca y acuicultura en el país, lo que también potenció la implementación de la práctica del repoblamiento (El Tiempo Cali, 2015; El Universal, 2013; Enel, 2023; García, 2015; La Nación, 2012; Martelo-Tirado, 2017; Redacción El Tiempo, 1994; Redacción El Tiempo, 1996).

Aunque no hay registros detallados, se han llevado a cabo numerosos repoblamientos de peces en la cuenca del río Magdalena desde la década de los 70. Tanto entidades estatales como privadas han participado en estas iniciativas como una medida de conservación, con el objetivo de conservar las poblaciones pesqueras y garantizar la seguridad alimentaria de las comunidades locales vulnerables que dependen

de la pesca como fuente principal de proteína animal (AUNAP, 2016b; Resolución N°2 838, 2017; Enel, 2023; Gobernación del Atlántico, 2023; La Nación, 2017), o incluso como una solución a los problemas de polución por mercurio (Martelo-Tirado, 2017).

Durante estos repoblamientos, según la información reportada en diversos medios de comunicación, estimamos que se han sembrado al menos 92 433 147 individuos de al menos 14 especies en ambientes acuáticos tanto continentales como marinos (Fig. 2A), de los cuales al menos, 63 855 540 se liberaron en la cuenca del Magdalena (Almario, 2015; AUNAP, 2016a, AUNAP, 2016b; Caracol, 2023; Corpocesar,

2017; CVC, 2017; Drummond, 2016; Ecoguía, 2013; El Tiempo Cali, 2015; El Universal, 2013; Enel, 2023; García, 2015; La Nación, 2012; La Nación, 2017; Paísmínero, 2021; Martelo-Tirado, 2017; Minagricultura, 2014, Minagricultura, 2020; Redacción El Tiempo, 1994, Redacción El Tiempo, 1996; Seguimiento, 2017; Soy de Buenaventura, 2018; Teleoi, 2015; Torres-Sierra, 2017). Sin embargo, es importante tener en cuenta que esta cifra no es precisa ni exacta, pero nos brinda una estimación de la situación durante el periodo evaluado. En cuanto a las inversiones asociadas, estimamos que han alcanzado un valor aproximado de 8 706 069 USD, sin tener en cuenta la inflación. No

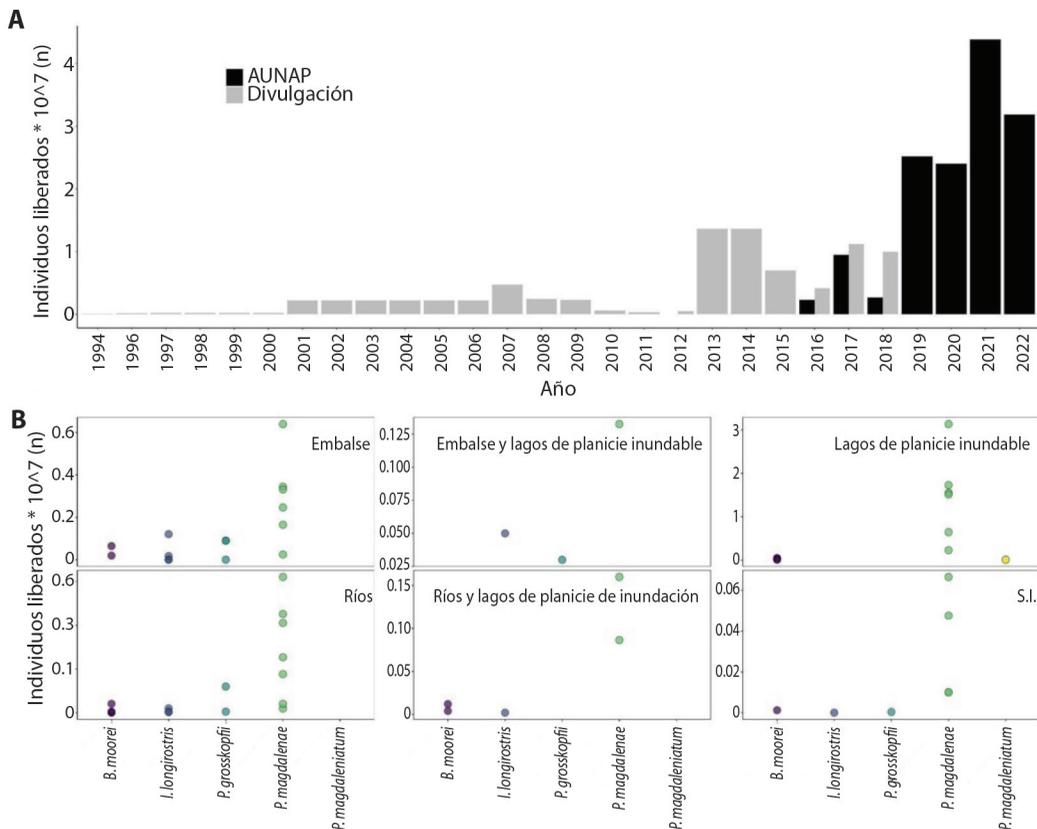


Fig. 2. A. Número total de individuos liberados en la cuenca del Magdalena recuperados de diferentes medios previo a la incorporación de las recomendaciones de expertos (1994-2016) y número total de individuos liberados suministrados por la AUNAP (2016-2022). **B.** Número total de individuos liberados de las especies con mayor representatividad en la cuenca del río Magdalena. / **Fig. 2. A.** Total number of released individuals in the Magdalena basin recovered from different media before the incorporation of expert recommendations (1994-2016) and total number of released individuals supplied by the AUNAP (2016-2022). **B.** Total number of released individuals of the most representative species in the Magdalena River basin.

obstante, es importante destacar que esta cifra es una estimación y puede variar en la realidad.

Los repoblamientos en Colombia desde la actualización de la normativa: En respuesta a nuestra solicitud recibimos tres matrices de datos que contenían información de 458 eventos: i. los repoblamientos realizados por AUNAP directamente desde sus estaciones de acuicultura (244 eventos); ii. Los repoblamientos autorizados a particulares (68 eventos), y; iii. los repoblamientos realizados por AUNAP en asocio con Piscícola San Silvestre S.A.S. (146 eventos). Seis de los eventos fueron eliminados para la totalidad de los análisis. Usando la información disponible, encontramos que 19 de los registros no contenían información sobre la cantidad de individuos sembrados y 14 no especificaron información sobre la especie o especies utilizadas. Además, es importante destacar que ninguno de los registros incluía el nombre científico de las especies, sino que se utilizaban únicamente nombres comunes. Debido a esta limitación, no fue posible identificar algunas especies en particular.

A pesar de estas limitaciones, calculamos que se liberaron al menos 141 369 110 individuos de al menos 35 especies de peces desde el 2016 hasta enero de 2023 (Fig. 2A). Sin embargo, dado el número total de individuos reportados para siete especies (entre 5 y 50 individuos por especie, principalmente de sardinas, tal como aparecen en los reportes), creemos que esos datos corresponden a liberaciones procedentes de actividades de rescate o translocación de individuos en una generadora hidroeléctrica, según lo cual en el país solo se han usado 28 especies para las liberaciones.

Las liberaciones se realizaron tanto en ambientes marinos como continentales. Sin embargo, solo recibimos las coordenadas de siembra en dos de los eventos de liberación (menos del 1 % de los casos reportados), por lo que no pudimos establecer la ubicación exacta del resto de los eventos. Del total de los registros uno se realizó en el océano Pacífico, y otro en el Atlántico, los otros 459 se presentaron en ecosistemas acuáticos continentales de las

vertientes Orinoquia (7), Amazonia (5), Pacífico (1), Caribe (436) y dos sin identificar (Tabla 2). En la vertiente Caribe se realizaron liberaciones en las cuencas del Magdalena (431), Sinú (2), Catatumbo (2) y Atrato (1) (Tabla 2).

En cuanto al número de individuos liberados en las diferentes cuencas del país, siguiendo con la tendencia del número de eventos, fue mucho mayor en la cuenca del Magdalena, con un total de 129 690 860 de individuos (91.7 % del total de individuos reportados). Aunque la cuenca del Sinú registró solo dos eventos, ocupó el segundo lugar en el número de individuos liberados (10 000 000), representando el 7.1 % del total de los individuos liberados de los que se tienen registros, mientras que las otras cuencas reportan abundancias que representan menos del 0.7 % de los individuos. Es importante destacar el dato que reporta la AUNAP de la cuenca del Sinú, difiere de la información reportada por la empresa responsable de los repoblamientos en el periodo 2001-2016, que totaliza 40 129 328 alevinos de al menos 7 especies (Torres-Sierra, 2017), indicando que en Colombia se tienen registros de la siembra de al menos 171 498 438 individuos de diversas especies.

En los ecosistemas continentales, la mayoría de las liberaciones se presentó exclusivamente en ecosistemas lénticos (89 % de los eventos), como lagos de planicie de inundación (lagunas y ciénagas) y embalses, en donde se liberaron al menos 124 957 869 alevinos (sin contar los 40 129 328 reportados en el embalse de Urrá hasta el 2016 (Torres-Sierra, 2017). Exclusivamente en los ecosistemas lénticos como ríos, quebradas, caños de conexión de ciénagas se realizaron el 7.9 % de los eventos (con al menos 11 053 669 de individuos liberados), el resto de las liberaciones fueron reportadas sin información o reportando simultáneamente liberaciones en ecosistemas tanto lénticos como lénticos (Tabla 2).

En general, las liberaciones de peces no consideran la riqueza de especies de los sitios en los que se realizan, pues se usan muy pocas especies para estas actividades. En la cuenca del Magdalena, que es la que reportó mayor

**Tabla 2**

Número de individuos liberados en el periodo 2017- 2022 en los diferentes tipos de ecosistemas según los registros de la Agencia Nacional de Acuicultura y Pesca. / **Table 2.** Number of individuals released in the period 2017-2022 in the different types of ecosystems according to the records of the National Aquaculture and Fisheries Agency.

Cuencas y ecosistemas	lénticos	lóticos	lóticos y lénticos	marinos	S.I.	Total
Amazonas					10 000	10 000
Ríos		S.I.				S.I.
S.I.					10 000	10 000
Atrato					S.I.	S.I.
S.I.					S.I.	S.I.
Catatumbo			275 000			275 000
Ríos y lagos de planicie de inundación			275 000			275 000
Magdalena	114 761 869	10 896 669	2 665 000		1 367 322	129 690 860
Embalse	21 599 386					21 599 386
Embalse y lagos de planicie inundable	2 125 000					2 125 000
Lagos de planicie inundable	91 037 483					91 037 483
Ríos		10 896 669				10 896 669
Ríos y lagos de planicie de inundación			2 665 000			2 665 000
S.I.					1 367 322	1 367 322
Orinoco	196 000	154 000				350 000
Lagos de planicie inundable	196 000					196 000
Ríos		154 000				154 000
Sinú	10 000 000					10 000 000
Embalse	10 000 000					10 000 000
Oceano Atlántico				1 000 000		1 000 000
S.I.				1 000 000		1 000 000
Oceano Pacifico				40 000		40 000
S.I.				40 000		40 000
S.I.					250	250
Total	124 957 869	11 268 669	2 725 000	1 040 000	1 377 572	141 369 110

variedad, se usaron 19 especies de peces (el 8.08 % de su riqueza total), seguida de la cuenca del Sinú, en donde se usaron seis especies, en la del río Patía se usaron tres especies y en las de la Orinoquía se reportaron dos especies. Por su parte en las liberaciones del Catatumbo, el Pacífico y el Atlántico sólo se reportó una especie. Para la cuenca del Atrato no recibimos información de las especies utilizadas, al igual que ocurrió con algunos eventos de la Amazonia, Orinoquía y Magdalena.

Aunque algunos registros no contenían información completa, esta estimación proporciona una visión general de la magnitud y diversidad de la siembra de alevinos durante ese período. Es interesante resaltar que una especie en particular, *Prochilodus magdalenae*,

se destacó como la especie utilizada predominantemente para este propósito, con un total de 130 333 062 individuos sembrados, lo que representa el 92.2 % del total de los registros recibidos, de los cuales la mayoría (93.1 % se liberó en el Magdalena, y el resto en el Sinú). Entre las otras 33 especies utilizadas, solo tres representaron porcentajes mayores al 1 %: la dorada, *Brycon moorei*, con 3 027 316 individuos sembrados (2.14 %), el barbudo *Pimelodus groskopfii*, con 2 741 771 individuos sembrados (1.94 %), y el pataló *Ichthyoelephas longirostris*, con 2 056 524 individuos sembrados (1.45 %) (Fig. 2B).

En relación con el origen de los individuos utilizados para las liberaciones, los datos recibidos muestran que, en al menos el 14.79 % de

los eventos (correspondientes al 43.2 % del total de individuos liberados, es decir, 61 065 875 individuos), no se reportó esta información a pesar de ser normativamente requerida, por lo que fueron categorizados como S.I. Para las liberaciones de todo el país se reportan solo cinco estaciones de piscicultura, responsables de las liberaciones de 80 298 435 individuos, llevadas a cabo en los diferentes ecosistemas continentales y marinos del país. En el caso

específico de la cuenca del Magdalena, la cuenca con mayor número de eventos de liberación y con mayor abundancia de individuos liberados, los individuos provienen de tres estaciones de piscicultura (Fig. 3A). Para los eventos en la Amazonía, Atrato, Catatumbo, Patía y Sinú no se reportó el origen de los alevinos.

A pesar de nuestras solicitudes a la AUNAP para obtener el número de eventos con planes de repoblamiento y monitoreo, así como sus

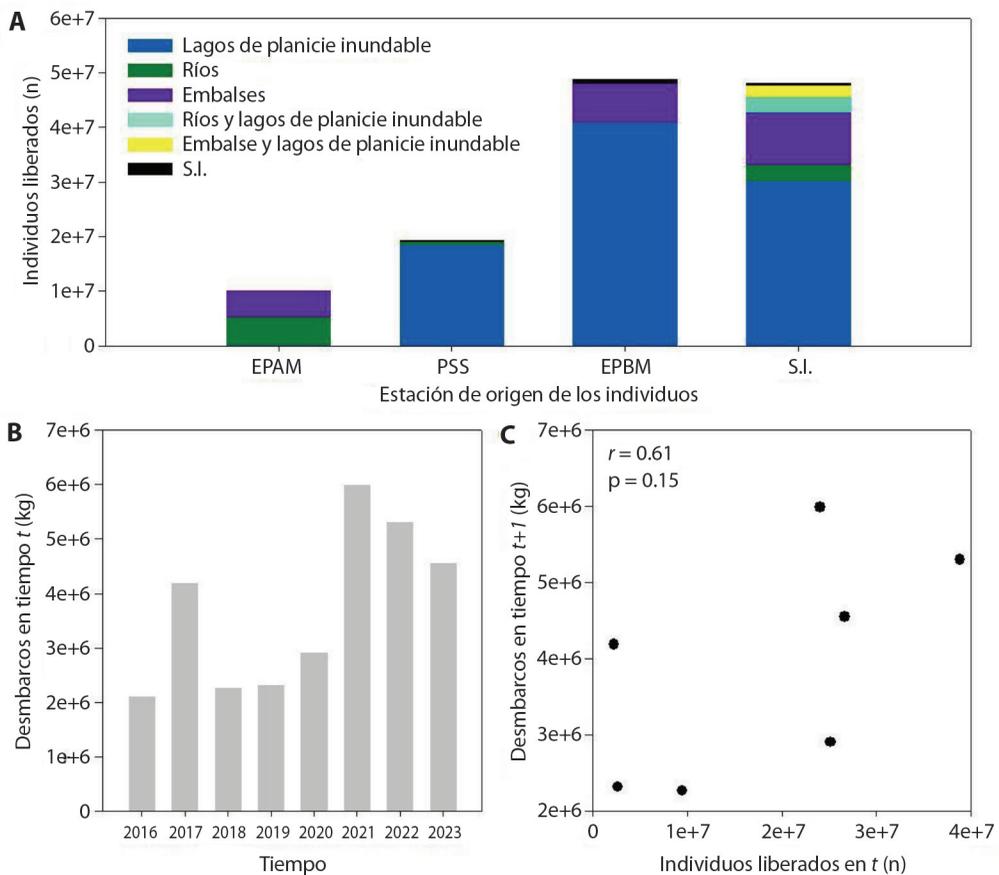


Fig. 3. A. Piscícolas de origen de los individuos liberados en los diferentes municipios en los que se realizaron liberaciones de peces. P.S.S: Estación Piscícola San Silvestre; E.P.B.M.: Estación Piscícola del Bajo Magdalena (Repelón); E.P.A.M.: Estación Piscícola del Alto Magdalena (Gigante); S.I.: Sin Información. **B.** Desembarcos pesqueros totales registrados por la AUNAP para la cuenca del río Magdalena (2016-2022). **C.** Evaluación de la eficiencia de las actividades de liberación de individuos de *Prochilodus magdalenae* en la cuenca del Magdalena: Correlación entre el número de individuos liberados en los eventos de repoblamiento suministrados por la AUNAP y los desembarcos pesqueros registrados (SEPEC, 2023). / **Fig. 3. A.** Fish farms of origin of the released individuals in the different municipalities in which fish releases were carried out. P.S.S: San Silvestre Fish Station; E.P.B.M.: Bajo Magdalena Fish Station (Repelón); E.P.A.M.: Alto Magdalena Fish Station (Gigante); S.I.: No information. **B.** Total fishing landings recorded by the AUNAP for the Magdalena River basin (2016-2022). **C.** Evaluation of the efficiency of the release activities of *Prochilodus magdalenae* individuals in the Magdalena basin: Correlation between the number of individuals released in the restocking events provided by the AUNAP and the registered fishing landings (SEPEC, 2023).



informes, no recibimos ninguna información al respecto. No obstante, al analizar los registros de eventos de repoblamiento proporcionados por la autoridad nacional, se observó que ninguno de ellos contenía el 100 % de la información requerida según la normativa vigente para los ejecutores de estas actividades (Tabla 3).

Por último, en la cuenca del Magdalena, de acuerdo con los datos de liberaciones de peces de la AUNAP (Fig. 2A) y de desembarcos del SEPEC (Fig. 3B), las liberaciones de *P. magdalenae* no son efectivas como una medida de manejo de las pesquerías, ya que aunque el coeficiente de correlación de Pearson indica una correlación positiva moderada entre la totalidad de los individuos liberados durante un año, y los desembarcos pesqueros del año siguiente, el valor p sugiere que esta relación no es estadísticamente significativa a un nivel de confianza del 95 % ($R = 0.61$, $p = 0.15$), por lo que podemos afirmar que la actividad pesquera no se ve impactada por la liberación de (Fig. 3C). Es importante aclarar que dado que *P. magdalenae* fue la especie con mayor representatividad y con la serie de datos más completa, fue la única para la que se pudo realizar este análisis.

El repoblamiento y la compensación ambiental en Colombia: Colombia fue el primer país de América Latina en seguir las recomendaciones de la Declaración de Estocolmo, al incluir en el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente (Decreto 2 811 de 1974) dos instrumentos jurídicos: a) la Declaración del Efecto Ambiental y b) el Estudio de Efecto Ambiental Previo (Gutiérrez, 1998). En consecuencia, con el ánimo de brindar al Estado la capacidad de armonizar la defensa y el desarrollo económico y social del país, la Ley 99 de 1993 acogió los principios de la Declaración de Río e incorporó la Licencia Ambiental como el requisito para el desarrollo de proyectos, obras y actividades que afecten significativamente el medio ambiente. Este instrumento se reglamentó en 1993 y desde entonces ha contado con numerosos cambios normativos sobre aspectos centrales que han conducido a un debate académico alrededor de su efectividad en la búsqueda del desarrollo sostenible (Andrade, 2017).

A raíz de lo anterior, en el 2008 la Autoridad Nacional de Licenciamiento Ambiental, como parte de la estrategia para la *no pérdida*

Tabla 3

Cumplimiento de la presentación de la información mínima necesaria solicitada de acuerdo con la normativa actual vigente para realizar un repoblamiento pesquero. / **Table 3.** Compliance with the presentation of the minimum necessary information requested in accordance with current regulations to carry out fishery repopulation.

Criterio	(n)	(%)
lugar (coordenadas geográficas)	2	0.44
años en los que se han realizado	448	98.90
nombre común de las especies utilizadas	442	97.57
nombre científico de las especies utilizadas	0	0.00
número de individuos repoblados	431	95.14
origen de los alevinos	386	85.21
origen de sus parentales	386	85.21
persona natural, jurídica o entidad que realizó el repoblamiento	453	100.00
número de eventos en los que se presentó plan de repoblamiento	0	0.00
número de eventos en los que se presentó plan de monitoreo y seguimiento y sus informes	0	0.00
número de repoblamientos evaluados	453	100
Promedio	255.1	56.31

Nota: en la tabla solo se presentan los ítems asociados a nuestro requerimiento de información ante la AUNAP. Se excluyen los antecedentes, justificación, objetivos, características del piso térmico del área donde se va a repoblar y la descripción del ecosistema acuático. / The table only presents the items associated with our information requirement before the AUNAP. The background, justification, objectives, characteristics of the thermal floor of the area where it will be repopulated, and the description of the aquatic ecosystem are excluded.

neta de biodiversidad, inició el proceso de la elaboración de las guías para realizar las compensaciones de los ecosistemas afectados por los impactos ocasionados por la construcción de proyectos, obras o actividades de diferentes sectores. Este proceso, inicialmente planteado en tres fases: una primera para ecosistemas terrestres continentales, posteriormente una para la compensación en ecosistemas dulceacuícolas, y una última para los ecosistemas marinos. Como resultado de este proceso, a partir de la resolución 1 517 del 31 de agosto de 2012 (Resolución N° 1 517, 2012), el país adoptó el “Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de Biodiversidad” (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales [ANLA], 2012a), como instrumento para calcular la extensión del área de ecosistemas terrestres a compensar. El proceso de tres fases nunca se culminó, y aunque mediante la Resolución 256 de 2018 (Resolución N° 1 912, 2017) adoptó la actualización del Manual de compensaciones Ambientales del componente Biótico (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MADS], 2018), nunca se adoptaron los Manuales para la compensación en ecosistemas dulceacuícolas ni marinos, a pesar de haber sido desarrollados.

A partir del 2012, tras la adopción de la resolución 1 517, se establecieron una serie de acciones de conservación, restauración y/o herramientas de manejo de paisaje, esta última en áreas transformadas hasta cumplir con la medida de compensación establecida, que podían realizarse para cumplir con el área de compensación. Antes de la resolución, las compensaciones se venían realizando con actividades de reforestación como acción principal. Por su parte, ante la ausencia de un manual de compensación para los proyectos que impactan la biodiversidad acuática continental, desde las Autoridades Ambientales nacionales y locales se ha incentivado el desarrollo de programas de repoblamiento pesquero, que coincide con el aumento en el número de reportes y del número de individuos liberados, de acuerdo con los archivos de diversos medios de comunicación revisados (Fig. 2A).

DISCUSIÓN

Uso y definición del repoblamiento: Tras décadas de uso, y de la implementación de esta práctica de manejo pesquero, el concepto y significado detrás del término repoblamiento no es universal y puede variar según, por ejemplo: objetivos, contexto de uso y autores. Esto es sorprendente, ya que fue identificado hace décadas como una de las posibles fuentes de error (ver, por ejemplo, Agostinho et al., 2010; Bell et al., 2008; Cowx, 1999; Lorenzen et al., 2010) y como lo muestra la revisión, uno de los temas más recurrentes en las publicaciones. El uso a nivel global de términos para describir la movilidad de individuos vivos, especialmente de peces, es a menudo confuso y en la mayoría de los casos tales palabras se tratan como sinónimos (Tabla 1), y son a menudo utilizados indistintamente para describir intervenciones de manejo en pesquerías con objetivos dispares (Bell et al., 2008). A esto se le suman los problemas de traducción, o la falta de palabras en español, que diferencien con mayor claridad, el objetivo de la actividad, pues diversos términos (restocking, stock enhancement y “supplementation”) se traducen y se usan como sinónimos del “repoblamiento” o “stocking”. Adicionalmente, “stocking” es un término de uso común en acuicultura, para referir las densidades de cultivo, hecho que fue evidente durante la revisión de los resultados hallados en la búsqueda bibliográfica.

En países hispanohablantes el uso de la palabra repoblamiento para diversos tipos de actividades obedece más a la falta de terminología específica que describa los diferentes objetivos de las liberaciones de peces. Lo anterior cuestiona la idea generalizada de que las diferencias en la elección de términos se deben principalmente a los objetivos planteados. Esta afirmación puede ser cierta en países de habla inglesa, que como lo muestran los resultados de la revisión, son los países que lideran las publicaciones científicas en esta temática, pero, como ya se mencionó, no parece aplicar para países en los que los tomadores de decisiones, gestores y usuarios hablan español como lengua



materna. Algunos de los objetivos asociados a la selección de los términos en inglés incluyen aumentar la captura en la pesca, incrementar la producción y restaurar poblaciones pesqueras agotadas (Lorenzen, 2008). Además, las elecciones de términos también están influenciadas por el estado de las poblaciones naturales de especies autóctonas, especialmente cuando se busca reducir el riesgo de extinción, introducir nuevas especies o restablecer especies localmente extintas, entre otros (Lorenzen et al., 2010; Lorenzen et al., 2012).

La anterior situación ha llevado a confusiones en el empleo de la palabra repoblamiento ya que estas diferencias implican un marco conceptual diferente, que orienta el desarrollo de las actividades y la toma de decisiones en los ámbitos relacionados a la gestión de los recursos ícticos y la conservación de la biodiversidad de peces en las cuales se involucren las actividades de repoblamiento (Bell et al., 2008; Lorenzen, 2008).

Dada la amplia diversidad de usos del término “repoblamiento” en los países hispanohablantes, es fundamental identificar la necesidad de liberar juveniles cultivados para asegurar una clasificación adecuada de los objetivos y una política de manejo apropiada. A nivel mundial, se han utilizado varios términos para describir los objetivos de las liberaciones de juveniles. Teniendo en cuenta la revisión realizada podemos decir que en América Latina se han realizado repoblamientos de reposición o suplementación, para la mejora de las pesquerías, para translocar especies nativas y no nativas más allá de su distribución original, e incluso introducir nuevas especies, como es el caso de los salmónidos y algunas especies de peces deportivos.

A pesar de que la norma lo solicita, los datos recibidos de la AUNAP indican que en Colombia no se presentan ni implementan los planes de repoblamiento pesquero de acuerdo con la ley, como será discutido con mayor profundidad más adelante. Esto debe contribuir a la falta de claridad en los objetivos para llevar a cabo la actividad en cada uno de los casos. Ante esto, consideramos que lo más adecuado

es hablar de “liberaciones de peces”, que, de acuerdo con los datos analizados, se realizan deliberadamente, bien sea solicitadas asociadas al licenciamiento ambiental o como acciones de manejo de las pesquerías o los ecosistemas.

Breve historia de los repoblamientos y el deterioro de los ecosistemas acuáticos:

La práctica de las liberaciones de peces, tanto su origen como su desarrollo, ha estado ligada a la actitud, entendimiento y conocimiento de las sociedades con respecto a los ecosistemas acuáticos, principalmente continentales, y sus recursos pesqueros. Se ha reconocido que la diversidad biocultural de los paisajes fluviales a menudo refleja conflictos entre el ser humano y el medio ambiente, y que los procesos sociales que impulsan tales conflictos, y que conducen a la degradación de los ecosistemas acuáticos, son muy similares a pesar de los trasfondos culturales tan diferentes en diferentes partes del mundo (Wantzen, 2023). En el caso específico de América, el período colonial se caracterizó por cambios significativos en las relaciones agua-sociedad (Crosby, 1988). Esos cambios culturales en el estilo de vida, junto con la llegada de la revolución industrial durante el siglo XIX y bien entrado el XX, ocasionaron que los ríos fueran ampliamente utilizados por la industria como receptores de desechos y contaminantes (Hoyos et al., 2020). A esto se le sumó la ética altamente utilitaria, que ponía los intereses humanos a corto plazo por sobre todas las cosas, como principal impulsor de la gestión de los recursos hasta bien entrada la década de 1960 (Pister, 2001).

Dos ejemplos bien documentados, son el del río Delaware y el Río Hudson en los Estados Unidos de América, que una vez albergaron peces migradores de gran tamaño, pero sus poblaciones disminuyeron drásticamente a mediados del siglo XX, en gran parte debido a la masiva contaminación industrial y de aguas residuales en sus tramos inferiores (especialmente en meses más cálidos cuando los niveles de oxígeno caían). Del Delaware se decía que el río tenía una “presa química” infranqueable, que impedía las migraciones reproductivas del

esturión atlántico (*Acipenser oxyrinchus*), el sábalo americano (*A. sapidissima*) y lubina rayada del río (*Morone saxatilis*), y que, junto con la pesca, ocasionó finalmente el colapso de sus pesquerías (Waldman, 2018). De modo similar, las pesquerías del río Hudson de *A. sapidissima* alguna vez abundantes, ampliamente capturado sobre al menos 20 especies de peces diádromas, estuarinas y de agua dulce, colapsaron completamente para 1910 (Daniels et al., 2011).

Aunque las razones para llevar a cabo repoblamientos de peces son muchas y variadas (Fisheries and Aquaculture Management Division, 1984; Guillerault et al., 2018; Hunt & Jones, 2017), históricamente han respondido a la degradación del stock de peces o a la necesidad de aumentar la producción pesquera cuando esta es inferior a la predicha (Pister, 2001). Este hecho ha sido reforzado porque el uso de los recursos pesqueros por parte de los seres humanos se ha centrado no en proteger especies individuales como recurso sustentable, sino en proteger la captura comercial en su conjunto, debido principalmente a las implicaciones sociales y económicas (Daniels et al., 2011).

Por su parte, la disminución de las poblaciones de peces en los ríos es el resultado de la pérdida de calidad y disponibilidad de hábitat. La contaminación del agua, especialmente por la minería, contaminación industrial y de aguas domésticas residuales, la deforestación de las cuencas, la pérdida de conectividad y la introducción de especies exóticas se han identificado como responsables de la pérdida de especies de agua dulce y la disminución de las poblaciones de peces alrededor del mundo (Albert et al., 2021; Almond, 2020; Daniels et al., 2011; Hernández-Barrero et al., 2020; Lestel et al., 2023; Salgado et al., 2022; Tickner et al., 2020; Weisberg et al., 1996; ZSL, 2021)

Además de los casos del Delaware y el Hudson, esto se ha manifestado en eventos históricos como el “Gran Hedor” (“Great Stink”) del verano de 1858 en Londres, cuando los olores fétidos del río Támesis expulsaron a los parlamentarios de Westminster. El agua del estuario estaba tan contaminada que muy pocos animales podían sobrevivir. En el momento del

Gran Hedor en 1858, el bocado de rey, eperlano o “european smelt” (*Osmerus eperlanus*) había desaparecido por completo del Támesis. Esto tuvo implicaciones económicas, ya que se perdió la próspera pesquería de eperlanos en el río (Zoological Society of London [ZSL], 2021). Casi un siglo más tarde, en 1957 los científicos del Museo de Historia Natural de Londres informaron que tramos del Támesis estaban, en parte, biológicamente muertos (Wheeler, 1957). Desde entonces, gracias a las mejoras en la calidad del agua, la población de *O. eperlanus* se ha recuperado, y se cree que el Támesis ahora alberga una de las poblaciones más grandes de reproductores en el Reino Unido (ZSL, 2013).

Un ejemplo similar del éxito del manejo ecosistémico para incrementar las poblaciones de peces ha sido documentado también en París. En el del río Sena las poblaciones de peces nativos comenzaron a recuperarse a mediados de la década de 1990, cuando los esfuerzos considerables para tratar las aguas residuales (iniciados después de 1970) lograron después de 140 años restablecer el equilibrio de oxígeno del río desde París hasta el estuario. Muchas especies regresaron, incluidos algunos peces diádromos, como el sábalo twaite (*Alosa fallax*) y el bocado de rey (*O. eperlanus*), que ahora se reproducen regularmente en el Bajo Sena. Una segunda fase de recuperación se asoció con la instalación gradual de pasos para peces en los diques de navegación: a principios de la década de 2000, el salmón (*Salmo salar*) y el sábalo allis (*Alosa alosa*), especies que migran aguas arriba, comenzaron a recolonizar el sistema fluvial, sin necesidad de repoblamientos (Lestel et al., 2023). Demostrando que mejoras en la calidad de agua y la recuperación de la conectividad pueden compensar los impactos ocasionados por la pérdida de naturalidad de la cuenca.

La complejidad del funcionamiento y mantenimiento de las funciones y biodiversidad de los ecosistemas acuáticos continentales ha impedido que, como sociedad, tomemos las decisiones adecuadas para su manejo. Debido a que los ríos son entidades físicas, químicas y biológicas dinámicas (Norris & Thoms, 1999), las actividades humanas, como el cambio en el



uso de la tierra y el uso del agua, pueden alterar los procesos físicos, químicos y biológicos de los ecosistemas fluviales, modificando así sus comunidades biológicas (Karr, 1991). Sin embargo, debido a su complejidad intrínseca, sumada a los cambios en las relaciones agua-sociedad (Henshaw, 2011), la comprensión y gestión de los ecosistemas de agua dulce ha sido más lenta, menos popular y efectiva que la de los ecosistemas terrestres (Albert et al., 2021; Almond, 2020; Harrison, Kochalski et al., 2018). Así, por ejemplo, en los Estados Unidos de América, no fue hasta 1972, con la aprobación de la Ley Federal de Agua Limpia, que los ríos Delaware y el Hudson, entre otras cuencas hidrográficas urbanizadas e industrializadas, comenzaron a recuperarse de sus enormes niveles de contaminación (Levinton, 2011; Weisberg et al., 1996), mientras que en muchos países de América del Sur la contaminación sigue siendo un problema bastante importante (Barreto et al., 2020; Cagua-Ortiz et al., 2020; Capparelli et al., 2020; Sierra-Márquez et al., 2019; Simonato et al., 2008). Adicionalmente, fue solo hasta fines del siglo pasado que se reconoció que los problemas de los ecosistemas acuáticos involucran aspectos tanto biológicos como físicos/químicos, sociales y económicos (Henshaw, 2011; Karr, 1991). A todo esto, se suma que el público general tiene un conocimiento limitado de los peces de agua dulce (Kochalski et al., 2019), siendo el desconocimiento del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos en todos los niveles de la sociedad (incluidos los profesionales de las ciencias biológicas), la principal amenaza para la conservación de los peces y la biota acuática (López-Casas, 2022).

Durante más de 600 años la sobrepesca ha sido considerada como la principal causa del agotamiento de las poblaciones de peces, siendo ese discurso parte de la tradición pesquera (Kolding & Van Zwieten, 2011). Esta aproximación clásica, no ha considerado el contexto ambiental en el que se desarrolla la pesca, con la mayoría de las medidas de manejo pesquero, principalmente centradas en proteger especies individuales (tallas mínimas

de captura, vedas, cuotas de pesca y/o comercialización) (López-Casas et al., 2020). Sin embargo, recientemente, múltiples evidencias han confirmado que la degradación ambiental es en gran parte responsable del colapso de múltiples pesquerías (Daniels et al., 2011; Lestel et al., 2023; ZSL, 2021). En el caso específico del Magdalena se ha demostrado que representa el 61 % de la reducción de la producción pesquera (Hernández-Barrero et al., 2020). Este enfoque tradicional de responsabilizar a los pescadores por la disminución de la producción pesquera es engañoso y, ha limitado la comprensión del ecosistema general, guiándonos por un camino erróneo en el manejo de las actividades pesqueras (Hernández-Barrero et al., 2022; Mosepele, 2014) que además nos ha llevado a la dilación de nuestras responsabilidades ambientales con los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad.

En Colombia, al igual que en la mayoría de los países de la región, aún no se ha reconocido la importancia de adoptar una visión ecosistémica, la cual es fundamental para comprender el manejo adecuado de los ecosistemas acuáticos y conservar su biodiversidad. El mantenimiento de la visión clásica de manejo de las pesquerías por sobre la visión ecosistémica está relacionado con lo ya expuesto y con el hecho de que, aunque la gestión puede centrarse en la restauración de procesos ecosistémicos o hábitats más amplios, estas prácticas de gestión basadas en ecosistemas tienen un apoyo limitado debido a su alto costo (Radinger et al., 2023). Los registros obtenidos de los medios de comunicación reflejan que el repoblamiento se solicita y utiliza con frecuencia como una medida de manejo o con la idea de garantizar la seguridad alimentaria. Incluso se ha utilizado como una estrategia para reducir la exposición al mercurio en las poblaciones ribereñas (Martelo-Tirado, 2017). No obstante, este último caso ilustra la idea que tienen los manejadores de que las especies están totalmente desconectadas del ambiente en el que habitan. En el caso en cuestión la liberación de alevinos en los ecosistemas acuáticos se realizó sin considerar las medidas necesarias para controlar la liberación de mercurio en esos mismos ambientes. Como

resultado, los alevinos liberados también acumularon el mercurio presente en el ambiente, haciendo imposible el cumplimiento del objetivo planteado. De modo similar, en la cascada de embalses de Betania y el Quimbo, localizada al sur, sobre el río Magdalena, los acuicultores que realizan actividades de levante de tilapia en Betania reportan que debido a los cambios en calidad de agua ocasionados por El Quimbo, pierden hasta el 70 % de los alevinos sembrados (Colprensa, 2016), a pesar de lo anterior, el repoblamiento pesquero sigue siendo una medida de compensación ambiental, desconociendo el rol del medio ambiente en la sobrevivencia de los organismos acuáticos, y por ende, de su rol en el éxito del repoblamiento como medida de manejo pesquero.

En este contexto, la opción de “repoblar”, se convierte en una acción de “des-educación” ambiental para los usuarios de la cuenca (Agostinho et al., 2007). Es usada como una medida que permite dilatar la implementación de medidas ligadas al cuidado de los ecosistemas acuáticos y de sus recursos pesqueros, pues genera una idea engañosa de cuidado y compromiso ambiental. Además, evita que quienes realizan acciones que impactan los ecosistemas, o son responsables de su cuidado, asuman sus responsabilidades ambientales, con el pretexto de que siempre se puede repoblar un río o un lago de planicie inundable (ciénaga), con el aval de las autoridades competentes (López-Casas et al., 2020) y, además, con gran reconocimiento mediático. El repoblamiento tal y como se realiza en Colombia, se convierte en una solución de corto plazo, con poco impacto, y en la que se invierten recursos económicos importantes que no responden a las necesidades reales del ecosistema, ni de las poblaciones de peces, así como tampoco a necesidades de las comunidades que habitan los territorios (López-Casas et al., 2020). Al mismo tiempo, se convierte en una fuente de contaminación del genoma y una amenaza a la diversidad genética de las poblaciones naturales de las especies repobladas tal como ha sido discutido ampliamente (de la Rosa et al., 2020; Márquez et al., 2020). También en el caso específico de

la cuenca del Magdalena, ha sido un motor de traslado de especies nativas entre diferentes cuencas del país, ampliando notablemente su área de distribución natural (Lasso et al., 2021). Además, ha ocasionado la introducción de especies no autóctonas asociadas (patógenos y parásitos), y desequilibrios o cambios en la estructura de la comunidad de peces (Álvarez-Bustamante et al., 2018; Valencia-Rodríguez et al., 2022). De este modo, bajo las prácticas actuales, el repoblamiento de peces se ha identificado como un motor indirecto de pérdida de biodiversidad, y fue reportado como tal en la evaluación nacional realizada por el IPBES (Forero-Medina et al., 2021).

Adicionalmente, en los informes de acuicultura de las instituciones encargadas de regular y supervisar la actividad pesquera y acuícola en el país, el repoblamiento se ha considerado como una oportunidad para el desarrollo de la acuicultura extensiva. El número de alevinos producidos con este propósito se presenta como un indicador de la actividad del sector acuícola (AUNAP, 2014; Instituto Colombiano de Desarrollo Rural [INCODER], 2010). Bajo esta premisa, la producción de alevinos respalda y promueve el repoblamiento de cuerpos de agua de uso público para el desarrollo de la pesca artesanal, considerada una función del Estado. Incluso, la producción de alevinos para los programas de repoblamiento y seguridad alimentaria de algunas especies nativas se ha convertido en uno de los principales hitos en el desarrollo de la acuicultura en Colombia (Salazar-Ariza, 2023).

El repoblamiento de peces puede ser una medida útil para recuperar las poblaciones de peces en ecosistemas degradados, pero es esencial abordar previamente las causas fundamentales del deterioro ambiental para lograr una solución a largo plazo. Esto implica implementar medidas para reducir la contaminación, restaurar y proteger los hábitats acuáticos y su conectividad, y promover prácticas sostenibles de uso del agua. Sin embargo, es importante destacar que el repoblamiento por sí solo no aborda las causas subyacentes del deterioro ambiental de los ecosistemas acuáticos. Es



imperativo tener en cuenta que la repoblación es solo una pata del “taburete de tres patas” de la gestión pesquera: es poco probable que la repoblación tenga éxito en ausencia de estrategias complementarias de rehabilitación del hábitat y gestión de la captura (Trushenski et al., 2014), siendo la gestión de la captura el foco del enfoque clásico de las pesquerías, y la rehabilitación del hábitat parte del enfoque del manejo basado en ecosistemas. Adicionalmente, tras un siglo de experiencias, se ha identificado que este tipo de actividades deriva en consecuencias negativas cuando son realizadas por intereses económicos y culturales en ausencia de una gobernanza basada en la conservación, tales como la siembra de peces para el deporte y los programas de control biológico de plagas agrícolas (Novak et al., 2021).

En lugar de solucionar los problemas fundamentales, el repoblamiento busca aumentar artificialmente las poblaciones de peces, impactadas por la pérdida de integridad de sus hábitats. Sin tener impactos reales en las pesquerías, el desarrollo repetido y continuo soporta una falsa idea de acción y compromiso en contra de la pérdida de las especies, muy bien visto entre la sociedad en general. Esta idea falsa, de desarrollo de actividades e inversiones económicas, nos ha llevado por un camino evasivo y dilatorio de nuestras responsabilidades ambientales, desperdiciando así importantes recursos económicos que podrían ser usados para la restauración de los ecosistemas acuáticos.

Los repoblamientos en Colombia desde la actualización de la normativa: La actualización de la normativa relativa a las actividades de liberación de peces en el país no ha logrado operacionalizar las recomendaciones de expertos nacionales ni internacionales para la mejora de las prácticas asociadas a esta actividad. Aunque la Resolución 2 838 de 2017 de la AUNAP reconoce la necesidad de implementar las recomendaciones de expertos internacionales de la región (FAO, 2011) e incorpora en ella los resultados del taller “Análisis y lineamientos para el repoblamiento de peces y contribución para una definición de las directrices de política

para el país” realizado en la ciudad de Neiva en el año 2013, los datos recibidos de la AUNAP y analizados en el presente trabajo evidencian que aún existen prácticas arraigadas que pueden impactar negativamente el desarrollo de esta actividad y el seguimiento de su eficiencia. A esto se le suma el hecho de que los encargados de velar por los ecosistemas acuáticos continentales y sus recursos carecen de una visión ecosistémica, tal como se discutió previamente.

Según la regulación existente, el repoblamiento y el rescate, traslado y liberación son instrumentos de manejo de poblaciones de peces, los cuales deben ser aplicados cuando se hayan implementado y evaluado todas las estrategias de restauración ecológica y ordenación pesquera y las acciones dirigidas a la recuperación, restauración o compensación de poblaciones naturales en cuerpos de agua determinados, sin que se hayan logrado resultados evidentes. A pesar de lo anterior, y del grupo reciente de evidencias sobre los graves impactos en la cuenca (Salgado et al., 2022), particularmente ocasionados por sustancias contaminantes de diversa índole en algunas de las principales especies de peces comerciales del país (Atencio-García et al., 2022a; Atencio-García et al., 2022b; Barreto et al., 2020; Cacia-Ortiz et al., 2020; Duque et al., 2020; Gallego-Ríos et al., 2021; Gallego-Ríos & Peñuela, 2021; Gutiérrez-Moreno & de la Parra-Guerra, 2021; Sierra-Márquez et al., 2019), las aguas residuales de cerca del 36 000 000 (80 %) de Colombianos (Angarita et al., 2021) se vierten diariamente a la cuenca con poco o nada de tratamiento previo.

El más reciente informe de la Contraloría General de la Nación indica que la gestión en Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs) y el control de la gestión en PTARs por parte de las autoridades ambientales ubicadas en las ciudades de la región andina con población mayor a 100 000 habitantes es muy deficiente, evidenciando que el indicador de Calidad del agua superficial no ha mejorado al menos desde el 2013 (Alvarado et al., 2019), eso sin mencionar que el Magdalena ocupa el deshonroso decimoquinto (15°) puesto de los grandes ríos a nivel mundial qué más vierte

residuos plásticos al mar (Lebreton et al., 2017). Los plásticos (macro, meso y micro), no solo son ingeridos por los organismos acuáticos, sino que su bioactividad también tiene efectos tóxicos que varían dependiendo en gran medida del tamaño, la forma y el tipo de los plásticos y los solventes usados en su fabricación (Azevedo-Santos et al., 2021; Miloloža et al., 2021).

De acuerdo con la legislación existente los solicitantes del permiso de repoblamiento no están cumpliendo con los requisitos técnicos considerados para el desarrollo de las actividades. Actualmente, los solicitantes deben incluir al menos 14 ítems que describen tanto el ecosistema receptor como a las especies y las actividades a realizarse. Si bien nuestra solicitud de información no incluía los antecedentes, la justificación, los objetivos de los eventos de repoblamiento o la descripción del ecosistema acuático (características físico-químicas actuales del cuerpo de agua a intervenir, las especies ícticas presentes, su biomasa o volúmenes de captura estimados, el nivel trófico que estas ocupan y el estado de la pesquería), observamos con preocupación que información aún más básica no se adjunta a las solicitudes, tal como la ubicación debidamente georreferenciada, características del piso térmico, el nombre científico y la cantidad de individuos usados en la liberación. La falta de claridad en los objetivos y la ausencia de monitoreo de los planes de repoblamiento han llevado al fracaso o al cuestionamiento continuo sobre la eficiencia de esta medida, aunque el fracaso también ha sido atribuido a la complejidad en la aplicación de los principios para un correcto repoblamiento y a la falta de información científica de la efectividad de los repoblamientos (Lorenzen et al., 2010). La falta de cumplimiento de la totalidad de los requisitos técnicos para la ejecución de las actividades de liberación de peces puede impactar también la efectividad de estas medidas (Cox, 1994a; Cox, 1994b; Cross, 2000).

El número de especies utilizadas en el país para las liberaciones de peces no representa la diversidad de los recursos pesqueros ni de la biodiversidad ictiológica. En Colombia se reconocen 1 616 especies de peces

dulceacuícolas para el país (Do Nascimento et al., 2023), 233 especies para la cuenca del Magdalena, y al menos 173 especies de peces usadas como recurso pesquero continental en el país, bien sea como un medio de subsistencia (importancia económica) o como única fuente de proteína animal (Lasso et al., 2011). Estos valores representan que los repoblamientos se llevan a cabo con ~20.23 % de las especies pesqueras de todo el país, y alrededor de 2.17 % del total de especies peces dulceacuícolas del país. En el caso específico del Magdalena, la cuenca con mayor número de eventos y especies reportadas, los repoblamientos se realizan con 20.88 % de las especies de uso pesquero 91 especies de acuerdo con Valderrama-Barco et al., (2020), y el 8.08 % del total de las especies de la cuenca. Si bien la normativa vigente reconoce que el repoblamiento de peces no soluciona la pérdida de biodiversidad ni la fragmentación de las poblaciones (Resolución N° 2 838, 2017), la baja representatividad de las especies usadas se convierte en un argumento más de la ineficiencia de la medida para manejar los recursos que sostienen pesquerías multiespecíficas, además la inhabilita como una medida de compensaciones por pérdida de la biodiversidad dulceacuícola.

El número de individuos liberados es en realidad insuficiente para impactar positivamente las poblaciones de los peces en cuestión, aunque parezcan cifras significativas. Las especies más usadas y con mayor número de individuos liberados son especies de peces migratorias. Dada su estrategia reproductiva, considerada *r* (Winemiller et al., 2015), estas especies de peces se caracterizan por tener muy altas fecundidades (Winemiller, 1989). Es decir, durante una sola migración (en el Magdalena ocurren dos al año), en un solo desove, una hembra de estas especies puede liberar entre 60 359 y 1 030 402 huevos, valor que depende de la especie. Así, el total de individuos liberados, reportados en este documento, durante el periodo 2016-2022 podría representar o ser equivalente al desove de tan solo 924 hembras de bocachico (*P. magdalenae*) si tomamos como referencia la fecundidad



media más alta reportada en la literatura para la especie (153 114 ovocitos según (Olaya et al., 2001), o de solo 1 286 hembras si tomamos como referencia un dato más conservador de fecundidad media de 109 972 ovocitos (Doria-González et al., 2020).

En el caso del bagre rayado del Magdalena, *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, si consideramos la fecundidad efectiva de 1 030 402 ovocitos (Arce-Zúñiga et al., 2014), la totalidad de los individuos, de todas las especies, liberados en el país durante los últimos seis años equivale solo a los desoves de 137 hembras de dicha especie.

Siguiendo con esta idea, hablando específicamente de los individuos liberados por especie en la cuenca del río Magdalena durante los eventos registrados en el periodo 2016-2022, representan la descendencia de 851 hembras de bocachico, 16 individuos de dorada (*Brycon moorei*) considerando la fecundidad para *B. moorei sinuensis* reportada por Marín (2003), 185 hembras de capaz (*Pimelodus grosskopfii*) considerando la fecundidad reportada por Valbuena-Villarreal et al. (2012), cuatro hembras de pataló (*Ichthyoelephas longirostris*) usando la fecundidad de Salazar (2005) y una sola hembra de bagre rayado (*P. magdaleniatum*). Siendo todas estas estimaciones cifras ínfimas cuando se comparan con la magnitud del número de individuos que se reproducen en la cuenca cada año, lo que pone en evidencia la falta de evaluación de la capacidad de carga y el número necesario de individuos a liberar, para lograr los impactos esperados (Chen et al., 2015).

Para contextualizar aún más estas cifras, es necesario decir que para “repoblar” la cuenca, durante las migraciones del Magdalena, millones de individuos de las especies de peces migratorias salen de sus áreas de alimentación y crecimiento hacia sus áreas de reproducción y desove. Una muestra de ello es que, para un experimento de marcaje y recaptura realizado durante cuatro periodos migratorios, en uno solo de los tributarios del Magdalena, con esfuerzo de pesca limitado (12 pescadores y 1 761 lances de atarraya en 125 días, es decir ~14.12 lances por día en total) se capturaron 14 727 individuos de

bocachico (*P. magdalenae*) que se encontraban realizando dichos movimientos reproductivos (López-Casas et al., 2016).

Dada la falta de información sobre los tamaños de los individuos liberados y de las coordenadas de los puntos de liberación, no es posible establecer la idoneidad de los hábitats en los que se llevaron a cabo las actividades. Los peces migratorios sincronizan su ciclo de vida con el ciclo hidrológico de los hábitats que habitan, ya que la cantidad de agua tiene impactos en la disponibilidad de los recursos aprovechables en los diferentes hábitats de la cuenca de los que hacen uso a lo largo de su ciclo de vida (López-Casas, 2015). A esto se le suma que el tamaño de los individuos tiene implicaciones importantes en el éxito de las actividades de liberación (Kullmann & Thiel, 2018). Es posible que, sumado a los problemas de calidad de hábitat de la cuenca anteriormente discutidos, las liberaciones de peces no se estén llevando a cabo en los ecosistemas más adecuados de acuerdo con el tamaño de los individuos, generalmente liberados con 3.5 cm (1 pulgada) de longitud total, contribuyendo a la baja eficiencia de la actividad.

A pesar del intento en 2017 de incorporar las recomendaciones de expertos para mejorar las prácticas asociadas a las liberaciones de peces, una modificación realizada en el 2019 va en contra del esfuerzo del país de alinearse con las tendencias globales para mejorar dichas prácticas. La resolución 417 de 2019 (Resolución N° 00417, 2019), modificó parcialmente la Resolución N° 2 838 del 17 de diciembre de 2017, eliminando algunos subliterales (l, m, n) relativos al monitoreo y seguimiento de las actividades de repoblamiento pesquero. De acuerdo con dicha modificación, a fin de establecer el impacto producto de las actividades de repoblamiento, o de rescate, traslado y liberación en las poblaciones naturales de peces, así como en la actividad pesquera, se deberá hacer seguimiento a dichas actividades a través de monitoreos biológico-pesqueros a través del Servicio Estadístico Pesquero (SEPEC), o cualquier otra herramienta que adopte la AUNAP. La falta de seguimiento a esta práctica ha sido señalada

en todo el mundo como una de sus principales deficiencias (Cox, 1994a; Lorenzen et al., 2010; Pearsons & Hopley, 1999), que sumada al desconocimiento y a la falta de visión ecosistémica, es usada como excusa para perpetuar esta actividad, que, sin la evaluación pertinente, ni el conocimiento necesario de la biología de las especies de peces en cuestión, brinda la falsa ilusión de la gestión de los recursos pesqueros.

En el país aún no se realiza la evaluación de la efectividad o impacto de esta medida. De acuerdo con la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, tras la entrada en rigor de la normativa que acogía las recomendaciones de expertos de realizar el seguimiento obligatorio a estas actividades (Resolución N° 2 838, 2017), recibieron diferentes solicitudes de aclaración y modificación frente a lo dispuesto en la Resolución número 2 838 de 2017, y en atención a estas, la AUNAP evaluó y encontró pertinente la modificación parcial de la normativa, eliminando la responsabilidad obligatoria del seguimiento y evaluación de la efectividad al solicitante, y traspasándola al Gobierno, representado por la AUNAP. Sin embargo, durante el periodo evaluado, ni los solicitantes ni la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, presentaron informes de seguimiento ni de la eficiencia de estas actividades en las diferentes cuencas del país. Nuestros resultados para la cuenca del río Magdalena, usando los datos suministrados por la AUNAP a través del SEPEC y del derecho de petición establecido, indican que no se observa una mejora en las capturas asociada a la liberación de individuos en la cuenca.

La ausencia de impacto de las actividades de liberación de peces en el Magdalena puede estar influenciada por múltiples factores. Como ya se discutió, la integridad de los ambientes receptores es un factor que no se ha considerado pero que impacta a toda la biota acuática. Sin embargo, se ha demostrado que la siembra de peces en poblaciones de auto-reclutamiento a menudo no logra aumentar la población objetivo, especialmente cuando se siembran alevines (Guillera et al., 2018). La adaptación ecológica, neuroplástica y genética

de los individuos sembrados a las condiciones del ambiente receptor es fundamental para una repoblación exitosa, ya que afecta la supervivencia y el éxito del reclutamiento posterior a la repoblación (Mes et al., 2018). Otros factores que afectan los resultados son: i. grado de reclutamiento natural, ii. grado de adaptación ecológica y genética (por ejemplo, grado de domesticación y antecedentes genéticos) de los peces sembrados, iii. tamaño de población y densidad de población, iv. manejo, transporte y aclimatación (Guillera et al., 2018). En el país no se ha evaluado ninguno de estos criterios para el desarrollo de las actividades de liberación de peces, sin embargo, es bien sabido que en el neotrópico la magnitud de la inundación durante el periodo reproductivo y la influencia de ciclos de fenómenos hidrometeorológicos e hidroclimáticos extremos como El Niño y La Niña tienen un impacto significativo en el reclutamiento y por tanto en las capturas del año siguiente (López-Casas, 2015; Smolders et al., 2000). Creemos que lo anterior, sumado al estado actual de los ecosistemas acuáticos y la ausencia de su gestión, son los principales motores del fracaso de las actividades de liberación de peces.

Por último, es importante mencionar que la acuicultura para el repoblamiento ha generado una economía que puede estar influenciando la evaluación eficiente de los verdaderos impactos de esta actividad. Las partes interesadas que cuentan con intereses compartidos en la conservación de los peces a menudo no están de acuerdo sobre qué medidas de conservación específicas son apropiadas, lo que genera conflictos con efectos sociales y políticos a veces duraderos y perturbadores (Harrison et al., 2018). E incluso con consecuencias negativas para las especies y ecosistemas cuando son realizadas por intereses económicos y culturales en ausencia de una gobernanza basada en la conservación, tal como ha sido demostrado tras un meta-análisis que evalúa un siglo de estas actividades en Estados Unidos (Novak et al., 2021).

En el caso específico colombiano, la AUNAP es responsable de dos de las mayores estaciones piscícolas relacionadas con los



eventos de liberación de peces en la cuenca Magdalena (Piscícola San Silvestre y Estación Repelón Atlántico). Es su responsabilidad mantener y justificar el funcionamiento de dichas instalaciones, lo que genera un conflicto de intereses que afecta los intereses ambientales de la nación, y que puede asociarse al rol del repoblamiento en la dilación de las responsabilidades y el cuidado de los ecosistemas acuáticos del país. Por lo anterior, los repoblamientos deberían involucrar a otros actores del Sistema Nacional Ambiental (SINA), toda vez que la AUNAP no es una autoridad ambiental, por lo que, además, los repoblamientos deberían contener una metodología de evaluación de impactos, pues como ha sido demostrado, no son una medida de manejo libre de los mismos (Pearsons & Hopley, 1999).

El repoblamiento y la compensación ambiental en Colombia: El proceso de licenciamiento ambiental debe considerar la capacidad limitada de los repoblamientos para compensar o mitigar los impactos ocasionados por los proyectos en los ecosistemas acuáticos del país. La jerarquía de la mitigación ambiental hace referencia al orden en el que se deben gestionar los efectos negativos al sistema biofísico dentro del ciclo de desarrollo de un proyecto (Kiesecker et al., 2009). Este proceso debe ser llevado a cabo por cada proyecto de desarrollo, de modo que el análisis permite establecer, de la totalidad de impactos generados por el proyecto, cuáles pueden ser evitados, cuales corregidos y finalmente determinar si hay un efecto residual que debe ser compensado.

La incapacidad de las actividades de repoblamientos de compensar, reponer o siquiera mitigar los impactos de los proyectos cuyo desarrollo afecte la integridad de los ecosistemas acuáticos y el estado de las poblaciones de peces migratorios, imposibilita el uso de esta práctica como una medida de compensaciones por pérdida de la biodiversidad dulceacuícola. Como ya se discutió en la anterior sección, el número de especies utilizadas en el país para las liberaciones de peces no representa la diversidad de los recursos pesqueros ni de la

biodiversidad ictiológica. Si bien la normativa vigente reconoce que el repoblamiento de peces no soluciona la pérdida de biodiversidad ni la fragmentación de las poblaciones (Resolución N°2 838, 2017), su baja representatividad se convierte en un argumento más de la ineficiencia de la medida para manejar los recursos que sostienen pesquerías multiespecíficas. De modo similar, aunque la acuicultura ha realizado grandes avances, su producción es poco significativa, como se mostró en la sección anterior, cuando se compara con la producción natural y la magnitud del número de individuos que se reproducen naturalmente en la cuenca cada año. La capacidad de producir peces con una calidad genética equivalente a la del stock nativo y con una capacidad inalterada para desovar en la naturaleza (los principales desafíos en el proceso de poblamiento) también deberían tener un rol decisivo para determinar si se debe solicitar e implementar un programa de poblamiento (Agostinho et al., 2010).

Teniendo en cuenta la magnitud de los impactos de algunos proyectos, y la incapacidad del repoblamiento de mitigar o compensar dichos impactos en las poblaciones de peces migratorios, los impactos de dichos proyectos deben considerarse incompensables, y esto a su vez debe ser considerado en el proceso del licenciamiento ambiental (Fig. 4A). Dada la complejidad de los ecosistemas acuáticos, se hace necesaria la adopción de un manual específico para los ecosistemas continentales, que considere, en un marco conceptual, todas sus singularidades (Dahle, 2023), ya que el manual terrestre adolece de una implementación deficiente y de la falta de métodos estandarizados en cuanto a ecosistemas acuáticos se refiere.

Los repoblamientos pesqueros o liberaciones de peces se han usado como una medida de compensación de pérdida de la biodiversidad asociada al licenciamiento ambiental que no responde a las necesidades del ecosistema. A través de la muestra observada en medios de comunicación reportamos el aumento en los reportes de eventos y en el número de individuos liberados a partir de 2012, coincidiendo con la adopción del Manual para la asignación

de compensaciones por pérdida de Biodiversidad. Aunque los datos de las liberaciones de peces o repoblamientos previos al 2017 fueron compiladas de los medios de comunicación, y pueden no presentar el mismo nivel de rigor que los obtenidos de la AUNAP, la muestra permite compilar datos no disponibles de otro modo, y observar las tendencias y aceptación del público de este tipo de noticias y actividades.

El apoyo público a la conservación de la biodiversidad está determinado por los valores de las personas y sus conocimientos, creencias y actitudes hacia el medio ambiente (Kochalski et al., 2019). Más allá de las razones ecológicas para la repoblación, la práctica también puede mejorar los beneficios económicos que los pescadores obtienen del uso explotativo del medio ambiente acuático (Harrison et al., 2019), ya que comúnmente son contratados para realizar las liberaciones, estimulando la solicitud de estas actividades por parte de las comunidades.

Los pescadores son actores clave en el cambio de la política de gestión pesquera, incluidos los esfuerzos para cambiar el enfoque de la gestión pesquera tradicional hacia la gestión del hábitat. Se ha demostrado que los valores utilitarios a corto plazo, una orientación hacia

capturar muchos peces, la satisfacción con la cantidad de peces capturados, la cantidad de años de pesca recientes y la edad, se relacionan positivamente con el apoyo al repoblamiento sobre la gestión del hábitat, mientras que los valores de protección, la atracción por la pesca con caña, el total de años de pesca, y el nivel de educación se relacionaron negativamente con el apoyo relativo al repoblamiento (Schroeder et al., 2018).

En pro de dirigir el manejo de las pesquerías hacia un enfoque ecosistémico, es importante tener en cuenta que, aunque la restauración del hábitat ha demostrado mejorar el estado ecológico y de conservación de las poblaciones de peces, a veces cuenta con poca aceptación del público, que espera resultados a corto plazo (Marttila et al., 2019). Aunque la restauración de hábitat en los ríos tiene efectos positivos en la densidad de las poblaciones de peces (Radinger et al., 2023), para mejorar aún más la tasa de éxito y, por lo tanto, la aceptación pública de las restauraciones, es necesario complementarlas con otras medidas de gestión que mejoren el potencial de recuperación de las poblaciones amenazadas, tales como mejoras en la calidad del agua, regulaciones de pesca y

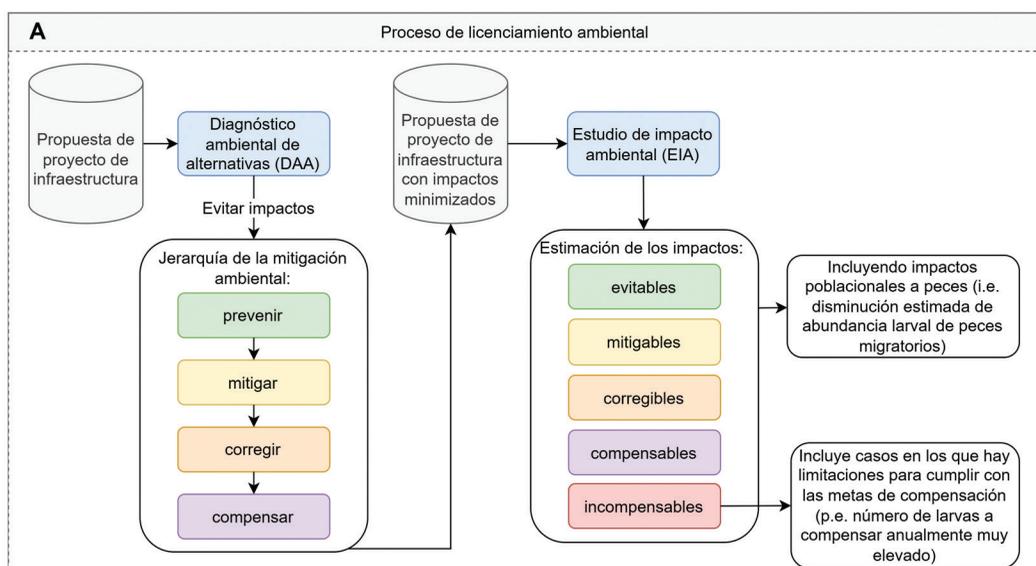


Fig. 4 continúa en siguiente página...

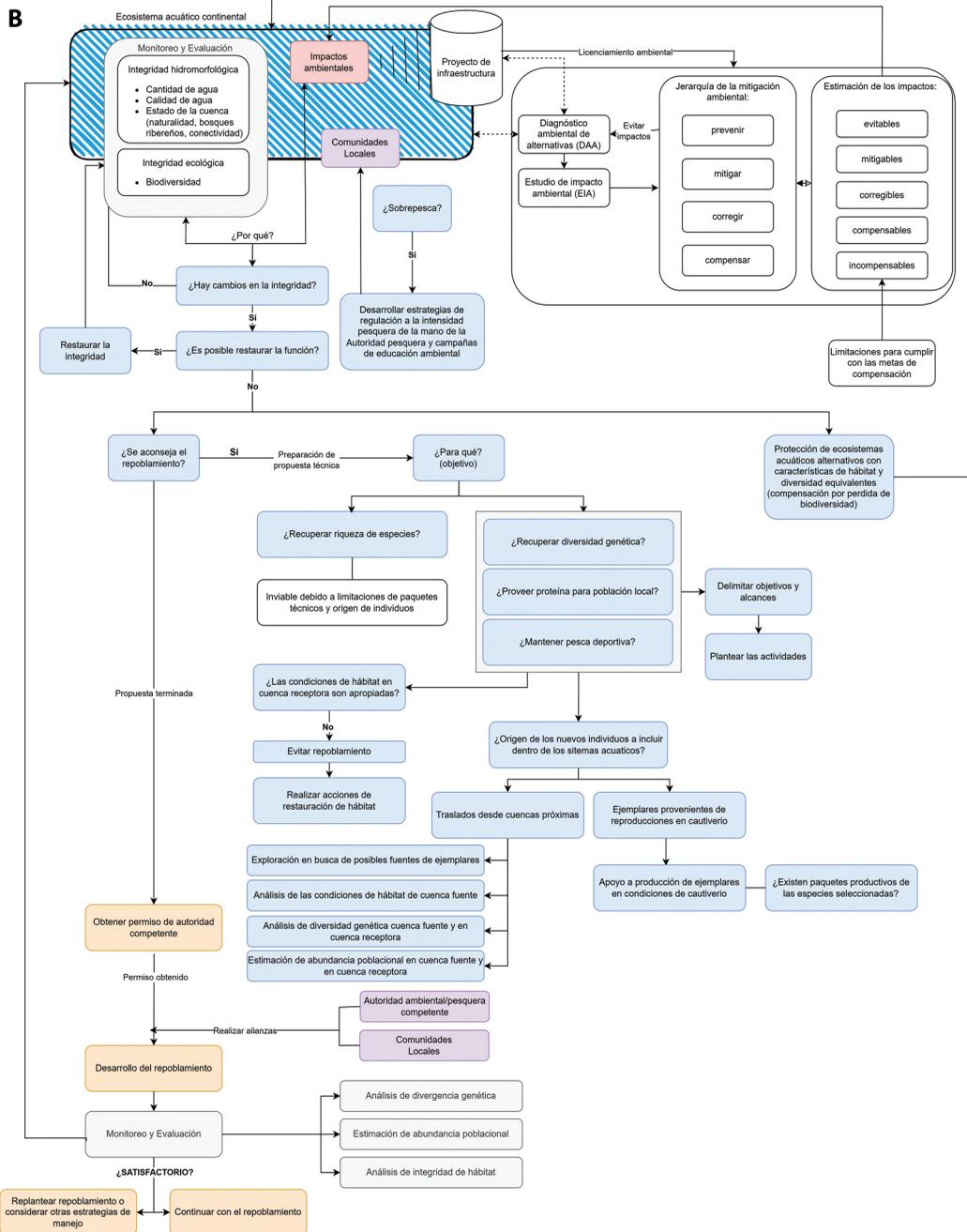


Fig. 4 continúa en siguiente página...

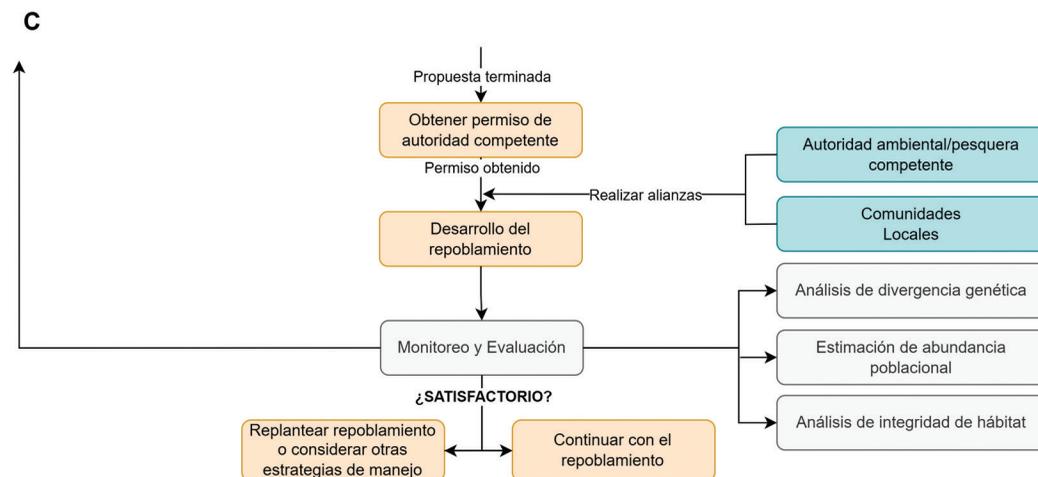


Fig. 4. A. Consideraciones del proceso de licenciamiento ambiental relativas a las poblaciones de peces. **B.** Diagrama de flujo para la evaluación de las condiciones habilitantes para llevar a cabo un repoblamiento y la toma de decisiones sobre la actividad. **C.** Continuación. Diagrama de flujo para evaluar el desarrollo del repoblamiento pesquero. / **Fig. 4. A.** Considerations of the environmental licensing process related to fish populations. **B.** Flow diagram to evaluate the enabling conditions to carry out repopulation and make decisions about the activity. **C.** Continuation. Flow diagram to evaluate the development of the fishing population.

manejo con aproximación a escala de cuenca (Marttila et al., 2019).

Consideraciones y recomendaciones para hacer un repoblamiento de peces: En noviembre del 2022, por primera vez en la historia del Convenio de Diversidad Biológica, el GBF adoptado afirmó la importancia crítica y la interconexión de las aguas continentales, la biodiversidad y los pueblos indígenas y las comunidades locales para abordar la doble crisis climática y de biodiversidad, sustentar vidas y medios de subsistencia y lograr la visión compartida de vivir en armonía con la naturaleza. Así, las aguas continentales fueron incluidas en todos los objetivos y metas, tanto explícita como implícitamente. Los países firmantes del tratado de Diversidad Biológica como Colombia deben comprometerse y alinearse en lo relativo a lo discutido en este documento, para al menos cumplir con los indicadores de las siguientes metas:

Meta A: la integridad, la conectividad y la resiliencia de todos los ecosistemas se

mantienen, mejoran o restauran, aumentando sustancialmente el área de los ecosistemas naturales para 2050.

Meta 2: para 2030, al menos el 30 % de las áreas de aguas continentales degradadas... están bajo restauración efectiva;

Meta 3: para 2030, al menos el 30 % de las áreas de aguas continentales se conservan y gestionan de manera efectiva a través de sistemas de áreas protegidas ecológicamente representativos, bien conectados y gobernados equitativamente y otras medidas de conservación efectivas basadas en áreas, reconociendo los territorios indígenas y tradicionales, y se reconocen y respetan los derechos de los pueblos indígenas y las comunidades locales.

Meta 7: reducir la contaminación por nutrientes al menos a la mitad y reducir el riesgo de pesticidas y productos químicos altamente peligrosos al menos a la mitad, incluido un indicador potencial para rastrear la contaminación por mercurio.

Meta 8: reducir los impactos del cambio climático en la biodiversidad... y aumentar su



resiliencia... incluso a través de soluciones basadas en la naturaleza y/o enfoques basados en los ecosistemas.

Meta 10: garantizar que las áreas dedicadas a la agricultura, la acuicultura, la pesca y la silvicultura se gestionen de manera sostenible.

De acuerdo con los compromisos internacionales adquiridos, urge al país adoptar el enfoque ecosistémico para el manejo de sus recursos, en los que se considere la integridad y calidad de los hábitats acuáticos. De acuerdo con la naturaleza jerárquica del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos continentales, y lo discutido a lo largo del documento, el cumplimiento de la meta A y las metas 2, 3 y 7 nos pondrán en el camino de cumplir las metas 8 y 10.

Si bien todas las metas mencionadas están relacionadas con los temas expuestos a lo largo del documento, en pro del cumplimiento de la meta 10, es realmente necesario que el país adopte una visión o enfoque ecosistémico para el manejo de sus ecosistemas acuáticos y sus recursos pesqueros, entre otros.

De acuerdo con lo discutido en el documento nuestras principales recomendaciones son:

Aprender de experiencias internacionales:

Es importante aprender de experiencias internacionales exitosas para la recuperación de las pesquerías, que incluyen tanto la restauración de los ecosistemas, como posibles acciones de liberaciones de peces y también de errores pasados para mejorar la eficiencia de las acciones. Considerando aspectos como la genética de las especies liberadas, tamaños adecuados de individuos y selección de hábitats y momentos apropiados para las liberaciones.

Adoptar un enfoque ecosistémico: Para cumplir con la meta 10, es fundamental que el país adopte un enfoque ecosistémico en el manejo de sus ecosistemas acuáticos y recursos pesqueros. Esto implica centrarse en la recuperación y conservación de los ecosistemas acuáticos, restaurando

hábitats (por ejemplo, bosques ribereños, caudales y conectividad) y mejorando la calidad del agua para recuperar el tamaño de las poblaciones de peces existentes.

Implementación efectiva de la ley: Es necesario abordar las falencias en la implementación de las regulaciones relacionadas con el repoblamiento de peces en Colombia. Se debe garantizar que los solicitantes cumplan con todos los requisitos técnicos y proporcionen información completa y adecuada sobre las liberaciones de peces de modo que se puedan evaluar correctamente los resultados de estas actividades.

Medida complementaria y participativa: Las liberaciones de peces deben ser consideradas como una medida complementaria, basada en estudios técnicos y con la participación de las comunidades locales y las autoridades ambientales. La gestión integral y sostenible es clave para proteger los recursos acuáticos y la biodiversidad.

En contadas excepciones: Dadas las condiciones actuales, las liberaciones de peces en Colombia solo deben ser llevadas a cabo en contadas ocasiones excepcionales, siendo quizá la definición de “fish ranching” la que mejor se adecua a estas posibilidades en el país, para esto recomendamos el uso del siguiente diagrama de flujo para la toma de decisiones (Fig. 4). Un ejemplo destacable sería la liberación de alevinos en lagos de planicie inundable (ciénagas) que hayan quedado totalmente aisladas o desconectadas del canal principal del río, por ejemplo, por un terraplén de una carretera, hecho que impide la entrada de las larvas de peces migratorios tras su reproducción en condiciones naturales.

Responsabilidades compartidas: La implementación de las acciones de repoblamiento pesquero, al igual que los permisos para el cultivo de especies nativas y no nativas, no debe quedar exclusivamente en manos de la AUNAP, entidad adscrita al Ministerio de Agricultura, pues su enfoque es utilitarista y desconoce los impactos ambientales que esta actividad pueda

tener sobre los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad.

CONCLUSIONES

Según las definiciones estrictas del término, en Colombia no se han llevado a cabo “replamamientos”, sino actividades de liberación de individuos juveniles de peces con diferentes tipos de objetivos, que por lo general terminan en el momento en que los peces salen de las bolsas y se adentran en las aguas de los ecosistemas receptores. Sin ninguna evaluación real del éxito de tales actividades.

Aunque el país ha realizado esfuerzos por alinearse a las recomendaciones de expertos a nivel mundial para mejorar las prácticas del replamamiento y su eficiencia, el replamamiento no ha sido efectivo como medida de manejo de las pesquerías, principalmente por la falta de acciones en pro de mejorar el hábitat de las especies, impactado por las actividades humanas.

La disponibilidad de la información técnica sobre las liberaciones de peces juveniles en Colombia dificulta la evaluación y seguimiento de su eficiencia y eficacia. Nuestra búsqueda de información sobre las liberaciones de peces realizadas en el país en plataformas digitales confirmó que predominan datos de diarios de noticias en lugar de documentación técnica y/o científica, por lo que la falta de registros continuos y oficiales dificulta conocer su impacto en las capturas pesqueras y los costos asociados.

Teniendo en cuenta que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) es el rector de la gestión del ambiente y de los recursos naturales renovables, encargado de orientar y regular el ordenamiento ambiental del territorio y de definir las políticas y regulaciones a las que se sujetarán la recuperación, conservación, protección, ordenamiento, manejo, uso y aprovechamiento sostenible de los recursos naturales renovables y del ambiente de la nación, a fin de asegurar el desarrollo sostenible, sin perjuicio de las funciones asignadas a otros sectores, es necesario que las facultades de la AUNAP relativas a la implementación de las actividades de replamamiento, entre otras que deberían

considerarse, pasen a manos del MADS, o se concierten en mesas intersectoriales con otros actores del SINA.

La falta de cumplimiento de la totalidad de los requisitos técnicos para la ejecución de las actividades de liberación de peces, sumada a la falta de la visión ecosistémica, y los intereses económicos asociados a la acuicultura y a las liberaciones de peces, afectan negativamente la efectividad de esta actividad como una medida para el manejo de las pesquerías.

Los replamamientos pesqueros o liberaciones de peces en el marco del licenciamiento ambiental son una medida de compensación de pérdida de la biodiversidad que no responde a las necesidades del ecosistema, debido principalmente a la magnitud de los impactos de algunos proyectos, y la incapacidad del replamamiento de mitigar o compensar dichos impactos en las poblaciones de peces, tanto en lo relativo a la diversidad de los ensamblajes, como a la abundancia de las pesquerías.

En lugar de abordar los problemas fundamentales, el replamamiento de peces se enfoca en aumentar artificialmente las poblaciones, sin abordar la pérdida de integridad de sus hábitats. Esto no tiene un impacto real en las pesquerías y crea una percepción errónea de acción y compromiso contra la pérdida de especies, lo cual es bien recibido por la sociedad. Esta idea engañosa de desarrollo y actividades repetitivas ha desviado y postergado nuestra responsabilidad ambiental, desperdiciando recursos económicos que podrían destinarse a la restauración de los ecosistemas acuáticos.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.



AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Elver Ivan Gutiérrez Triana de la AUNAP, por compilar los datos solicitados. Adicionalmente, agradecemos a Andrés F. Galeano y José L. García-Melo de empresas Públicas de Medellín por su revisión y aportes constructivos. El estudio fue financiado a través de los convenios de investigación entre la Universidad de Antioquia y Empresas Públicas de Medellín-EPM (CT-2017-001714 y CT-2021-00023-A3) y, el proyecto 521335101 “Fish for Peace” con la Universidad de Southampton financiado por la Real Academia de Ingenieros del Reino Unido.

REFERENCIAS

- Abdul-Razak, S., Griffin, M. J., Mischke, C. C., Bosworth, B. G., Waldbieser, G. C., Wise, D. J., Marsh, T. L., & Scribner, K. T. (2019). Biotic and abiotic factors influencing channel catfish egg and gut microbiome dynamics during early life stages. *Aquaculture*, 498, 556–567. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.08.073>
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). *Ecología e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Universidade Estadual de Maringá, Brazil.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 SUPPL.), 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Júlio, H. F. (2010). Reservoir fish stocking: When one plus one may be less than two. *Natureza a Conservacao*, 8(2), 103–111. <https://doi.org/10.4322/NATCON.00802001>
- Ainsworth, R. F., Cowx, I. G., & Funge-Smith, S. J. (2023). Putting the fish into inland fisheries—A global allocation of historic inland fish catch. *Fish and Fisheries*, 24(2), 263–278. <https://doi.org/10.1111/faf.12725>
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists’ warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Almario, M. (11 de diciembre de 2015). Con siembra masiva en el río Magdalena protegen bocachico. *Vanguardia*. <https://www.vanguardia.com/santander/barrancabermeja/con-siembra-masiva-en-el-rio-magdalena-protegen-bocachico-MBVL339445>
- Almond, R. E. A., Grooten, M., & Petersen, T. (Eds.). (2020). *Living planet report 2020 bending the curve of the biodiversity loss*. World Wildlife Fund. <https://f.hubspotusercontent20.net/hubfs/4783129/LPR/PDFs/ENGLISH-FULL.pdf>
- Alvarado, L. F., Martínez, R. A., Ramírez, L. M., Riaño, D. M., Riveiro, O. D., Roa, E. E., Sánchez, M. A., & Torres, R. R. (2019). Control fiscal ambiental en las regiones colombianas. En Contraloría General de la República (Ed.), *IERNA: Informe sobre el Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente* (pp. 241–323). [https://www.contraloria.gov.co/documents/20125/393696/Informe e+sobre+el+Estado+de+los+Recursos+Naturales+y+del+Ambiente+2018.pdf/837fd120-cf6e-52b0-5fa8-d0326dc71d04?version=1.0](https://www.contraloria.gov.co/documents/20125/393696/Informe+sobre+el+Estado+de+los+Recursos+Naturales+y+del+Ambiente+2018.pdf/837fd120-cf6e-52b0-5fa8-d0326dc71d04?version=1.0)
- Álvarez-Bustamante, J., Jiménez-Segura, L. F., & Jaramillo-Villa, Ú. (2018). Ictiofauna de embalses en cascada en el cauce de un río tropical andino. *Actualidades Biológicas*, 40(108), 46–58. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v40n108a05>
- Anders, P. J. (1998). Conservation aquaculture and endangered species: Can objective science prevail over risk anxiety? *Fisheries*, 23(11), 28–31. https://www.researchgate.net/publication/295552553_Conservation_aquaculture_and_endangered_species_Can_objective_science_prevail_over_risk_anxiety
- Andrade, P. (2017). *El proceso administrativo de licenciamiento ambiental en Colombia*. Contraloría General de la República Bogotá: República de Colombia.
- Angarita, H., Santos-Fleischmann, A., Rogélic, C., Campo, F., Narváez-Campo, G., Delgado, J., Santos, T., Santos, A., Herrera, G., & Jiménez-Segura, L. (2021). Modificación del hábitat para los peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. En L. Jiménez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 265–293). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/10.21068/B2020RRHHXIX07>
- Arce-Zúñiga, J. W., Alonso-González, J. C., Hernández-Barrero, S., & Valderrama-Barco, M. (2014). Determinación del tipo de desove y nivel de fecundidad del bagre rayado del Magdalena, *Pseudoplatystoma magdaleniatum* Buitrago Suárez y Burr, 2007 (Siluriformes: Pimelodidae). *Biota Colombiana*, 15(1), 70–82.
- Atencio-García, V. J., Madariaga-Mendoza, D. L., Ortiz-Bedoya, A., Guerrero-Durango, H. J., & Marrugo-Negrete, J. L. (julio, 2022a). *Elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en agua y sedimentos del río Cauca* [Presentación de paper]. XVI Congreso Colombiano de Ictiología VII Encuentro

- Suramericano de Ictiólogos <https://acictios.org/congreso-colombiano-de-ictiologia-2022-memorias/>
- Atencio-García, V. J., Madariaga-Mendoza, D. L., Ortiz-Bedoya, S. A., Guerrero-Durango, H. J., & Marrugo-Negrete, J. L. (julio, 2022b). *Posibles causas de muerte de peces en el río Cauca* [Presentación de paper]. XVI Congreso Coombiano de Ictiología VII Encuentro Suramericano de Ictiólogos. <https://acictios.org/congreso-colombiano-de-ictiologia-2022-memoria>
- Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca. (2014). Plan Nacional para el Desarrollo de la Acuicultura Sostenible en Colombia-PlaNDAS. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. <https://fedeaqua.org/files/plan-nacional-para-el-desarrollo-de-la-acuicultura-sostenible-colombia.pdf>
- Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca. (2016a). *Informe de gestión anual 2016*. <https://www.aunap.gov.co/documentos/planeacion/INFORME-DE-GESTI%C3%93N-ANUAL-AUNAP-2016.pdf>
- Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca. (2016b, julio 21). *El repoblamiento, una estrategia para el sostenimiento del recurso pesquero* [Comunicado de prensa]. <http://www.aunap.gov.co/el-repoblamiento-una-estrategia-para-el-sostenimiento-del-recurso-pesquero/>
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2012a). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Viceministerio de Ambiente Y Desarrollo Sostenible Dirección de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. http://www.tremarctocolombia.org/pdf/MANUAL_compensaciones%20Final.pdf
- Azevedo-Santos, V. M., Brito, M. F. G., Manoel, P. S., Perroca, J. F., Rodrigues-Filho, J. L., Paschoal, L. R. P., Gonçalves, G. R. L., Wolf, M. R., Blettler, M. C. M., Andrade, M. C., Nobile, A. B., Lima, F. P., Ruocco, A. M. C., Silva, C. V., Perbiche-Neves, G., Portinho, J. L., Giarrizzo, T., Arcifa, M. S., & Pelicice, F. M. (2021). Plastic pollution: A focus on freshwater biodiversity. *Ambio*, 50(7), 1313–1324. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01496-5>
- Bannister, R. C. (1991). *Stock enhancement* [Workshop Report]. ICES Marine Science Symposia.
- Barreto, L. S., da Costa-Souza, A. T., Martins, C. C., Lino-Araujo, S., & de Oliveira-Ribeiro, C. A. (2020). Urban effluents affect the early development stages of Brazilian fish species with implications for their population dynamics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 188, 109907. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109907>
- Bartley, D. M., & Bell, J. D. (2008). Restocking, stock enhancement, and sea ranching: arenas of progress. *Review in Fisheries Science*, 16(1–3), 357–365. <https://doi.org/10.1080/10641260701678058>
- Bell, J. D., Leber, K. M., Blankenship, H. L., Loneragan, N. R., & Masuda, R. (2008). A new era for restocking, stock enhancement and sea ranching of coastal fisheries resources. *Reviews in Fisheries Science*, 16(1–3), 1–9.
- Cacua-Ortiz, S. M., Aguirre, N. J., & Peñuela, G. A. (2020). Methyl paraben and carbamazepine in water and striped catfish (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*) in the Cauca and Magdalena Rivers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105(6), 819–826. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03028-z>
- Capparelli, M. V., Moulatlet, G. M., Abessa, D. M. de S., Lucas-Solis, O., Rosero, B., Galarza, E., Tuba, D., Carpintero, N., Ochoa-Herrera, V., & Cipriani-Avila, I. (2020). An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the Eastern Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Science of The Total Environment*, 709, 136088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136088>
- Caracol. (8 de julio de 2023). *Armada transportó 700 mil bocachicos para repoblar cuatro ciénagas en Bolívar*. Caracol Radio. <https://caracol.com.co/2023/07/08/armada-transporto-700-mil-bocachicos-para-repoblar-cuatro-cienagas-en-bolivar/>
- Castañeda, D. (2012). *Evaluación de la calidad genética de sistemas reproductores de bocachico Prochilodus magdalenae (pisces: prochilodontidae) usados para repoblamiento en dos estaciones piscícolas*. [Tesis de pregrado]. Universidad de Magdalena, Colombia. <https://repositorio.unimagdalena.edu.co/items/0ccaebc4-dd7f-4d62-8610-a4bc775be579>
- Chen, D., Li, S., & Wang, K. (2012). Enhancement and conservation of inland fisheries resources in China. *Environmental Biology of Fishes*, 93(4), 531–545. <https://doi.org/10.1007/S10641-011-9948-2/METRICS>
- Chen, P., Qin, C., Yu, J., Shu, L., Li, X., Zhou, Y., & Yuan, H. (2015). Evaluation of the effect of stock enhancement in the coastal waters of Guangdong, China. *Fisheries Management and Ecology*, 22(2), 172–180. <https://doi.org/10.1111/FME.12113>
- Colprensa. (4 de enero de 2016). Los líos ambientales que tiene El Quimbo. *El Nuevo Día*. <https://www.elnuevodia.com.co/nuevodia/especiales/generales/279984-los-lios-ambientales-que-tiene-el-quimbo>
- Corpocesar. (3 de noviembre de 2017). *Finaliza plan de repoblamiento pesquero para salvaguardar ecosistemas hídricos del Cesar* [Comunicado de prensa]. https://www.corpocesar.gov.co/Finaliza_plan_de_repoblamiento_pesquero_para_salvaguardar_ecosistemas_hidricos_del_Cesar.html
- Cowx, I. G. (1994a). *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing News Books, Blakwell Science.



- Cowx, I. G. (1994b). Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 1(1), 15–30. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.1970.tb00003.x>
- Cowx, I. G. (1997). L'introduction d'espèces de poissons dans les eaux douces européennes: succès économiques ou désastres écologiques? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 344–345, 57–77. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae:1997011>
- Cowx, I. G. (1999). An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. *Fisheries Management and Ecology*, 6(1), 21–34. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00139.x>
- Cowx, I. G., & Gerdeaux, D. (2004). The effects of fisheries management practices on freshwater ecosystems. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3–4), 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00411.x>
- Crosby, A. W. (1988). *Imperialismo ecológico: la expansión biológica de Europa, 900-1900*. Crítica.
- Cross, T. F. (2000). Genetic implications of translocation and stocking of fish species, with particular reference to Western Australia. *Aquaculture Research*, 31(1), 83–94. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2000.00439.x>
- CVC. (17 de julio de 2017). CVC presentó plan de repoblamiento ictico para el río Pescador [Comunicado de prensa]. <https://www.cvc.gov.co/carousel/2853-cvc-presento-plan-de-repoblamiento-ictico-para-el-rio-pescador>
- Dahle, M. L. (2023). *Developing a mitigation hierarchy framework to conserve wetland biodiversity under pressure from development* (Master's thesis). UiT Norges arktiske universitet, Norway. <https://munin.uit.no/handle/10037/29440>
- Daniels, R. A., Schmidt, R. E., & Limburg, K. E. (2011). Hudson river fisheries: Once robust, now reduced. In R. E. Henshaw (Ed.), *Environmental history of the Hudson River: human uses that changed the ecology, ecology that changed human uses* (pp. 27–40). State University of New York Press.
- de la Rosa, J., Fontalvo, P. P., Orozco-Berdugo, G., & Narváez-Barandica, J. C. (2020). Genetic characterization of the stocks of *Prochilodus magdalenae* (Pisces: Prochilodontidae) used in stocking programs in Colombia. *Journal of Basic and Applied Genetics*, 31(1), 53–63. <https://doi.org/10.35407/bag.2020.31.01.06>
- Djikanović, V., Simonovic, P., Cacic, P., & Nikolic, V. (2018). Parasitofauna of allochthonous fish species in the open waters of the Danube River basin (Serbian part)-impact on the native fish fauna. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(5), 6129–6142. https://doi.org/10.15666/aeer/1605_61296142
- DoNacimiento, C., Bogotá-Gregory, J. D., Albornoz, J. G., Méndez, A., Villa-Navarro, F. A., Herrera-Collazos, E. E., Agudelo-Zamora, H., & Arce, H. M. (2023). *Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia*. V2.16. Asociación Colombiana de Ictiólogos. <https://doi.org/https://doi.org/10.15472/numrso>
- Doria-González, M. A., Espitia-Galvis, A. M., Segura-Guevara, F. F., & Olaya-Nieto, C. W. (2020). Biología reproductiva del bocachico *Prochilodus magdalenae* (Prochilodontidae) en el río San Jorge, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 26(1), 54–61. <https://doi.org/10.15446/abc.v26n1.82907>
- Drummond. (4 de noviembre de 2016). *Segunda fase del proyecto "Plan de repoblamiento pesquero de especies nativas en las ciénagas La Pachita y Mata de Palma"* [Comunicado de prensa]. <http://www.drummondlt.com/segunda-fase-del-proyecto-plan-de-repoblamiento-pesquero-de-especies-nativas-en-las-cienagas-la-pachita-y-mata-de-palma-de-drummond/>
- Duque, G., Gamboa-García, D. E., Molina, A., & Cogua, P. (2020). Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(20), 25740–25753. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2>
- Ecoguía. (9 de agosto de 2013). Betania: Emgesa aporta 360.000 alevinos para repoblamiento. *Revista Ecoguía Noticias Ambientales y Ecológicas*. <https://www.revistaecoguia.com/econegocios/948-betania-emgesa-aporta-360-000-alevinos-para-repoblamiento>
- El Tiempo Cali. (27 de enero de 2015). Sabaletas marcadas para el repoblamiento del río Tuluá. *El Tiempo*. <https://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-15156476>
- El Universal. (21 de julio de 2013). Inician plan de repoblamiento de un millón 800 mil alevinos de bocachico en Soplaviento. *El Universal*. <https://www.eluniversal.com.co/regional/inician-plan-de-repoblamiento-de-un-millon-800-mil-alevinos-de-bocachico-en-soplav-ITEU215926>
- Enel. (25 de abril de 2023). *Enel Colombia ha sembrado cinco millones de Alevinos en las cuencas del Río Magdalena*. Enel. <https://www.enel.com.co/es/prensa/news/d202304-siembra-alevinos-rio-magdalena.html>
- Finnegan, A. K., & Stevens, J. R. (2008). Assessing the long-term genetic impact of historical stocking events on contemporary populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Fisheries Management and Ecology*, 15(4), 315–326. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2008.00616.x>
- Fisheries and Aquaculture Management Division. (1984). *Report of the EIFAC working party on stock enhancement: Hamburg, Federal Republic of Germany, 16-19 May 1983/Rapport du groupe de travail de la CECPI sur l'amélioration des stocks, Hambourg, République federate d'Allemagne, 16-19 mai 1983*. (Vol. 44). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1999). Global characterization of inland fishery enhancements and associated environmental impacts. *FAO Fisheries Circular*, 945, 1–97. <https://www.fao.org/3/X4186E/X4186E00.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011). Informe del taller sobre repoblamiento de cuerpos de agua continentales en América Latina y El Caribe, Buenos Aires, Argentina, 16 y 17 de mayo de 2011. *Serie de Acuicultura y Pesca en América Latina*, FAO, 1–16. <https://www.fao.org/3/am904s/am904s.pdf>
- Forero-Medina, G., Pinel, N., Chasqui-Velasco, L. H., Clerici, N., López-Casas, S., Molina-Prieto, L. F., Pinilla-Herrera, M. C., Ríos-Álzate, H. F., Rueda, M., Rinaudo-Mannucci, M. E., Sánchez, A., Villegas-Palacio, C. I., Villegas-Palacio, J. C., Dávalos, L. M., & Ramírez, W. (2021). Motores directos de transformación y pérdida de biodiversidad y de contribuciones de la naturaleza para la gente. En R. Gómez, M. E. Chaves, W. Ramírez, M. Santamaría, G. Andrade, C. Solano, & S. Aranguren (Eds.), *Evaluación Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos de Colombia* (pp. 706–837). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo y el Centro Mundial de Monitoreo para la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de la República Federal de Alemania. <https://natura.org.co/publicaciones/evaluacion-nacional-de-biodiversidad-y-servicios-ecosistemicos-de-colombia/>
- Gallego-Ríos, S. E., & Peñuela, G. A. (2021). Evaluation of ibuprofen and diclofenac in the main rivers of Colombia and striped catfish *Pseudoplatystoma magdaleniatum*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 210. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08922-5>
- Gallego-Ríos, S. E., Peñuela, G. A., & Martínez-López, E. (2021). Enzymatic activity changes in striped catfish *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, induced by exposure to different concentrations of ibuprofen and triclosan. *Chemosphere*, 271, 129399. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129399>
- García, E. (4 de diciembre de 2015). Embalse de Urrá, repoblado con 3,8 millones de peces. *El Heraldo*. <https://www.elheraldo.co/cordoba/embalse-de-urra-repoblado-con-38-millones-de-peces-231776>
- Garlock, T. M., Camp, E. V., & Lorenzen, K. (2019). Efficacy of largemouth bass stock enhancement in achieving fishery management objectives in Florida. *Fisheries Research*, 213, 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.01.010>
- Gobernación del Atlántico. (3 de febrero de 2023). “*Arranca el Plan Pescao 2023, cuya meta es repoblar con 12 millones de alevinos cinco cuerpos de agua del Atlántico*”: Elsa Noguera [Comunicado de Prensa]. <https://www.atlantico.gov.co/index.php/noticias/prensa-desarrollo/21200-arranca-el-plan-pescao-2023-cuya-meta-es-repoblar-con-12-millones-de-alevinos-cinco-cuerpos-de-agua-del-atlantico-elsa-noguera>
- Guillerault, N., Hühn, D., Cucherousset, J., Arlinghaus, R., & Skov, C. (2018). Stocking for pike population enhancement. *Biology and Ecology of Pike*, 215–249. <https://doi.org/10.1201/9781315119076-12>
- Gutiérrez, I. (1998). Los estudios ambientales como instrumento para la asunción y determinación de responsabilidades. En C. A. Arias (Ed.), *La evaluación ambiental en el contexto del desarrollo. Memorias 1er. Seminario Internacional* (pp. 117–118). Ministerio de Medio Ambiente, ICFES. https://www.contraloria.gov.co/resultados/informes/analisis-sectoriales-y-politicas-publicas/medio-ambiente/-/document_library/lzar/view_file/969093?com_liferay_document_library_web_portlet_DLPortlet_INSTANCE_lzar_redirect=https%3A%2F%2Fwww.contraloria.gov.co%2Fresultados%2Finformes%2Fanalisis-sectoriales-y-politicas-publicas%2Fmedio-ambiente%3Fp_p_id%3Dcom_liferay_document_library_web_portlet_DLPortlet_INSTANCE_lzar%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview
- Gutiérrez-Moreno, L. C., & de la Parra-Guerra, A. C. (2021). Contaminación del agua de la cuenca del río Magdalena, Colombia, y su relación con los peces. En L. Jiménez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 239–264). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/10.21068/B2020RRHHXIX06>
- Harrison, H. L., Kochalski, S., Arlinghaus, R., & Aas, Ø. (2018). “Nature’s Little Helpers”: A benefits approach to voluntary cultivation of hatchery fish to support wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in Norway, Wales, and Germany. *Fisheries Research*, 204, 348–360. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.02.022>
- Harrison, H. L., Kochalski, S., Arlinghaus, R., & Aas, Ø. (2019). “Do you care about the river?” A critical discourse analysis and lessons for management of social conflict over Atlantic salmon (*Salmo salar*) conservation in the case of voluntary stocking in Wales. *People and Nature*, 1(4), 507–523. <https://doi.org/10.1002/PAN3.10049/SUPPINFO>
- Harrison, I., Abell, R., Darwall, W., Thieme, M. L., Tickner, D., & Timboe, I. (2018). The freshwater biodiversity crisis. *Science*, 362(6421), 1369–1369. <https://doi.org/10.1126/science.aav9242>
- Hedrick, P. W., Hedgecock, D., Hamelberg, S., & Croci, S. J. (2000). The impact of supplementation in winter-run chinook salmon on effective population size.



- The Journal of Heredity*, 91(2), 112–116. <https://doi.org/10.1093/JHERED/91.2.112>
- Henshaw, R. E. (2011). *Environmental history of the Hudson River: human uses that changed the ecology, ecology that changed human uses*. State University of New York Press.
- Hernández-Barrero, S. J., Valderrama, M., Barreto-Reyes, C. G., & Stotz, W. (2021a). Effects of selective fishing on a small scale multi-species and multi-gear freshwater fishery in the magdalena river basin (Colombia). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(12), 1841–1854. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0216>
- Hernández-Barrero, S., Barco, M. V., Reyes, C. G. B., Paramo, J., Sierra, L. S., & Stotz, W. (2022). Is traditional fisheries management correctly addressing the possible causes of fish production decline? The relationship between environmental degradation and artisanal river fisheries in the Magdalena River basin, Colombia. *Marine and Freshwater Research*, 73(12), 1475–1488. <https://doi.org/10.1071/MF22025>
- Hernández-Barrero, S., Barreto-Reyes, C. G., & Valderrama-Barco, M. (2021b). Presión de uso del recurso íctico por la pesca artesanal en la cuenca del río Magdalena, Colombia. En *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 369–390). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/10.21068/B2020RRHHXIX09>
- Hernández-Barrero, S., Valderrama, M., Barreto-Reyes, C. G., Sierra, L., & Stotz, W. (2020). Is overfishing the main or only factor in fishery resource decline? The case of the Magdalena River fishery and its correlation with anthropic pressures. *bioRxiv preprint*. <https://doi.org/10.1101/2020.06.04.134072>
- Hilderbrand, R. H. (2002). Simulating Supplementation Strategies for Restoring and Maintaining Stream Resident Cutthroat Trout Populations. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(3), 879–887. [https://doi.org/https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2002\)022<0879:SSSFRA>2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<0879:SSSFRA>2.0.CO;2)
- Holčík, J. (1991). Fish Introductions in Europe with Particular Reference to its Central and Eastern Part. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(1), 13–23.
- Hoyos, N., Camargo, A., Rivera-Sandoval, J., Espinosa, J. M., Bonil-Gómez, K., & Martín, J. G. (2020). Past and present hydrosocial landscapes in the Colombian Caribbean. En F. Costa, A. Vieira, J. M. Lopes Cordeiro, & Navarro-García (Eds.), *Hydraulic Heritage in Ibero-America* (pp. 59–97). Nova Science Publishers. <https://digital.csic.es/handle/10261/285835>
- Hu, F., Zhong, H., Wu, C., Wang, S., Guo, Z., Tao, M., Zhang, C., Gong, D., Gao, X., Tang, C., Wei, Z., Wen, M., & Liu, S. (2021). Development of fisheries in China. *Reproduction and Breeding*, 1(1), 64–79. <https://doi.org/10.1016/J.REPBRE.2021.03.003>
- Hunt, T. L., & Jones, P. (2017). Informing the great fish stocking debate: an australian case study. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 26(3), 275–308. <https://doi.org/10.1080/23308249.2017.1407916>
- Ibáñez, A. L., & García-Calderón, J. L. (2007). ¿Cuencas o entidades federativas? Los repoblamientos de peces realizados por el gobierno federal. *Primer Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas*, 19–21.
- INCODER (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural). (2010). *Administración y control de los recursos pesqueros y de la acuicultura a nivel nacional*. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, República de Colombia https://spi.dnp.gov.co/App_Themes/SeguimientoProyectos/ResumenEjecutivo/0036000120000.pdf
- Karr, J. R. (1991). Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1(1), 66–84. <https://doi.org/10.2307/1941848>
- Khan, M. F., Preetha, P., & Sharma, A. P. (2015). Modelling the food web for assessment of the impact of stock supplementation in a reservoir ecosystem in India. *Fisheries Management and Ecology*, 22(5), 359–370. <https://doi.org/10.1111/fme.12134>
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M., & Stroud, D. (2009). A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. *BioScience*, 59(1), 77–84. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.11>
- Kochalski, S., Riepe, C., Fujitani, M., Aas, Ø., & Arlinghaus, R. (2019). Public perception of river fish biodiversity in four European countries. *Conservation Biology*, 33(1), 164–175. <https://doi.org/10.1111/cobi.13180>
- Kolding, J., & Van Zwieten, P. A. M. (2011). The tragedy of our legacy: How do global management discourses affect small scale fisheries in the south? *Forum for Development Studies*, 38(3), 267–297. <https://doi.org/10.1080/08039410.2011.577798>
- Kullmann, B., & Thiel, R. (2018). Bigger is better in eel stocking measures? Comparison of growth performance, body condition, and benefit-cost ratio of simultaneously stocked glass and farmed eels in a brackish fjord. *Fisheries Research*, 205, 132–140. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2018.04.009>
- La Nación. (2012, junio 8). Emgesa ejecutó repoblamiento de peces en Betania. *La Nación*. <https://www.lanacion.com.co/emgesa-ejecuto-repoblamiento-de-peces-en-betania/>

- La Nación. (2017, noviembre 9). 4.000 alevinos de bocachico sembró Ecopetrol en río Baché. *La Nación*. <https://www.lanacion.com.co/4-000-alevinos-bocachico-sembró-ecopetrol-rio-baché/>
- Lasso, C. A., Agudelo, E., Jiménez, L., Ramírez, H., Betancourt, M., Ajiaco, R., Gutiérrez, F., Muñoz, S., Usma, S., Muñoz, S. E., & Sanabria, A. I. (2011). *Catálogo de recursos pesqueros continentales de Colombia: memoria técnica y explicativa, resumen ejecutivo*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial; Instituto Humboldt. (Serie Recu). Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://humboldt.org.co/component/k2/item/95-i-catalogo-de-recursos-pesqueros-continentales-de-colombia-serie-editorial-recursos-hidrobiologicos-y-pesqueros-continentales-de-colombia-95-i-catalogo-de-recursos-pesqueros-continentales-de-colombia-serie-edito>
- Lasso, C. A., Escobar, M. D., Herrera, J., Castellanos, M. C., Valencia-Rodríguez, D., Campuzano, J., García, F., & Jiménez-Segura, L. (2021). Peces introducidos en el río Magdalena y cuencas vecinas, Colombia. En L. Jiménez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 295–368). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/10.21068/B2020RRHHXIX08>
- Lavoie, C., Wellband, K., Perreault, A., Bernatchez, L., & Derome, N. (2021). Artificial Rearing of Atlantic Salmon Juveniles for Supportive Breeding Programs Induces Long-Term Effects on Gut Microbiota after Stocking. *Microorganisms*, 9(9), 1932. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9091932>
- Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lestel, L., Meybeck, M., Carré, C., & Belliard, J. (2023). The Seine, the River dedicated to Paris. En *River culture: life as a dance to the rhythm of the waters* (pp. 673–697). UNESCO. <https://doi.org/10.54677/CGDX8656>
- Lever, C. (1996). *Naturalized Fishes of the World* (1st Edición). Academic Press.
- Levinton, J. S. (2011). Foundry Cove: Icon of the interaction of Industry with aquatic life. En R. E. Henshaw (Ed.), *Environmental history of the Hudson River: human uses that changed the ecology, ecology that changed human uses* (pp. 233–246). State University of New York Press.
- Li, W., Hicks, B. J., Lin, M., Guo, C., Zhang, T., Liu, J., Li, Z., & Beauchamp, D. A. (2018). Impacts of hatchery-reared mandarin fish *Siniperca chuatsi* stocking on wild fish community and water quality in a shallow Yangtze lake. *Scientific Reports*, 8(1), 11481. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29758-z>
- Lopes-Bueno, M., Barroso, A. L., Andrade-Neto, F. R., Mascarenhas-Alves, C. B., de Melo-Rosa, D., Tadini-Junqueira, N., Casarim-Pessali, T., Pompeu, P. S., & Dudeque-Zenni, R. (2021). Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biological Invasions*, 23(10), 3021–3034. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02564-x>
- López-Casas, S. (2015). *Magdalena potamodromous migrations: effects of regulated and natural hydrological regimes* [Tesis Doctoral], Universidad de Antioquia, Colombia. http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/5651/1/SilviaLopezCasas_2015_MagdalenaPotadromousMigrations.pdf
- López-Casas, S. (2022). *Enfoque ecosistémico para el manejo de la ictiofauna* [Presentación de paper]. XVI Congreso Colombiano de Ictiología VII Encuentro Suramericano de Ictiólogos. <https://acictios.org/congreso-colombiano-de-ictiologia-2022-memorias/>
- López-Casas, S., Jiménez-Segura, L. F., Agostinho, A. A., & Pérez, C. M. (2016). Potamodromous migrations in the Magdalena River basin: bimodal reproductive patterns in neotropical rivers. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 157–171 <https://doi.org/10.1111/jfb.12941>
- López-Casas, S., Rondón-Martínez, Y. F., Gutiérrez-Cortés, A., Escobar-Cardona, J. L., Muñoz-Duque, S., Valencia-Rodríguez, D., Petry, P., Batista-Morales, A. M., Rincón, C., Casas, L. F., Ospina-Pabón, J. G., Atencio-García, V., Valderrama Barco, M., Lasso, C. A., & Jiménez-Segura, L. F. (2020). Diagnóstico del grado de amenaza y medidas de manejo para los peces del río Magdalena, Colombia. En L. F. Jimenez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 391–429). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://fundacionhumedales.org/wp-content/uploads/2021/05/Libro-peces-de-la-cuenca-del-ri%CC%81o-magdalena.pdf>
- Lorenzen, K. (2005). Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453), 171–189. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2004.1570>
- Lorenzen, K. (2008). Understanding and managing enhancement fisheries systems. *Reviews in Fisheries Science*, 16(1–3), 10–23. <https://doi.org/10.1080/10641260701790291>
- Lorenzen, K., Beveridge, M. C. M., & Mangel, M. (2012). Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews*, 87(3), 639–660. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2011.00215.X>



- Lorenzen, K., Leber, K. M., & Blankenship, H. L. (2010). Responsible Approach to Marine Stock Enhancement: An Update. *Reviews in Fisheries Science*, 18(2), 189–210. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.491564>
- Lynch, A. J., Cooke, S. J., Arthington, A. H., Baigun, C., Bossenbroek, L., Dickens, C., Harrison, I., Kimirei, I., Langhans, S. D., Murchie, K. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Owuor, M., Raghavan, R., Samways, M. J., Schinnegger, R., Sharma, S., Tachamo-Shah, R., Tickner, D., ... Jähnig, S. C. (2023). People need freshwater biodiversity. *WIREs Water*, 10(3), e1633. <https://doi.org/10.1002/wat2.1633>
- Marín, C. M. (2003). Reproducción inducida y desarrollo embrionario de dorada (*Brycon moorei sinuensis* Dhal, 1955). *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 16, pp. 78–78.
- Márquez, E., Restrepo-Escobar, N., Yepes-Acevedo, A. J., & Narváez, J. C. (2020). Diversidad y estructura genética de los peces de la cuenca del Magdalena, Colombia. En L. F. Jiménez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *XIX. Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (pp. 115–157). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Martelo-Tirado, E. (29 de marzo de 2017). Arranca repoblamiento de peces para seguridad alimentaria de comunidades. *El Universal*. <https://www.eluniversal.com.co/cartagena/arranca-repoblamiento-de-peces-para-seguridad-alimentaria-de-comunidades-249665-GWEU359917>
- Marttila, M., Louhi, P., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., Erkinaro, J., Syrjänen, J. T., & Muotka, T. (2019). Synthesis of habitat restoration impacts on young-of-the-year salmonids in boreal rivers. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(3), 513–527. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09557-z>
- Max Planck Institute for Evolutionary Biology. (2017). *Fish stocking*. MPI https://www.evolbio.mpg.de/2276826/project_fish_stocking
- McMillan, J. R., Morrison, B., Chambers, N., Ruggerone, G., Bernatchez, L., Stanford, J., & Neville, H. (2023). A global synthesis of peer-reviewed research on the effects of hatchery salmonids on wild salmonids. *Fisheries Management and Ecology*, 30(5), 446–463. <https://doi.org/10.1111/fme.12643>
- Mes, D., von Krogh, K., Gorissen, M., Mayer, I., & Vindas, M. A. (2018). Neurobiology of wild and hatchery-reared Atlantic Salmon: How nurture drives neuroplasticity. *Frontiers in Behavioral Neuroscience*, 12, 1–12 <https://doi.org/10.3389/fnbeh.2018.00210>
- Michigan Aquaculture Association. (2017). *Fish stocking*. <https://michiganaquaculture.org/michigan-aquaculture/#fish-stocking>
- Miloloža, M., Kučić Grgić, D., Bolanča, T., Ukić, Š., Cvetnić, M., Ocelić Bulatović, V., Dionysiou, D. D., & Kučić, H. (2021). Ecotoxicological Assessment of Microplastics in Freshwater Sources—A Review. *Water*, 13(1), 56. <https://doi.org/10.3390/w13010056>
- Minagricultura. (17 de julio de 2020). *Adelantan plan de repoblamiento de más de 4 millones alevinos en las ciénagas del país* [Comunicado de prensa]. <https://www.minagricultura.gov.co/noticias/Paginas/Adelantan-plan-de-repoblamiento-de-m%C3%A1s-de-4-millones-alevinos-en-las-ci%C3%A9nagas-del-pa%C3%ADs.aspx>
- Minagricultura. (22 de diciembre de 2014). *Asistencia de la AUNAP en los repoblamientos con bocachico realizados en ciénagas del magdalena medio* [Comunicado de prensa]. <https://www.minagricultura.gov.co/noticias/Paginas/asistencia-de-la-Aunap.aspx>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina. (2011). *Informe Nacional Sobre el Repoblamiento de Cuerpos de Agua Continentales*. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_continental/informes/otros_informes/_archivos/000000_Cuencas%20Fluviales%20-%20General/110920_Informe_Nacional%20sobre%20Repoblamiento_de%20Cuerpos%20de%20Aguas_Continetales_\(2011\).pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_continental/informes/otros_informes/_archivos/000000_Cuencas%20Fluviales%20-%20General/110920_Informe_Nacional%20sobre%20Repoblamiento_de%20Cuerpos%20de%20Aguas_Continetales_(2011).pdf)
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Manual de compensación del componente biótico* (Punto Aparte). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Territorial. <https://archivo.minambiente.gov.co/index.php/bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistematicos/estrategia-nacional-de-compensaciones-ambientales/manual-de-compensaciones-del-componente-biotico>
- Mojica, J. I. (2002). Las pesquerías de la cuenca del Magdalena: ejemplo a no repetir. En J. I. Mojica (Ed.), *Libro rojo de peces dulceacuicolas de Colombia* (pp. 35–42). Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente.
- Molony, B. W., Lenanton, R., Jackson, G., & Norriss, J. (2005). Stock enhancement as a fisheries management tool. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13(4), 409–432. <https://doi.org/10.1007/S11160-005-1886-7>
- Mosepele, K. (2014). Classical Fisheries Theory and Inland (Floodplain) Fisheries Management; Is there Need for a Paradigm Shift? Lessons from the Okavango Delta, Botswana. *Fisheries and Aquaculture Journal*, 5(3), 1–8 <https://doi.org/10.4172/2150-3508.1000101>
- Narváez, J. C., de la Hoz, J., Blanco, J., Bolívar, F., Rivera, R., Álvarez, T., Mora, A., Bran-Bonilla, O., & Riascos, C. (2013). *Tallas mínimas de captura para el aprovechamiento sostenible de las principales especies de peces comerciales de Colombia*. Editorial de la Universidad del Magdalena, Colombia. http://sepec.aunap.gov.co/Archivos/Cartilla%20-%20TALLAS%20MINIMAS%202013_convenio%200005.pdf

- National Oceanic and Atmospheric Administration Fisheries. (2021, June). *Baird Station: The First National Fish Hatchery*. NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/baird-station-first-national-fish-hatchery>
- Norris, R. H., & Thoms, M. C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology*, 41(2), 197–209. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x>
- Novak, B. J., Phelan, R., & Weber, M. (2021). U.S. conservation translocations: Over a century of intended consequences. *Conservation Science and Practice*, 3(4), e394. <https://doi.org/10.1111/CSP2.394>
- Olaya, C., Solano, D., Flórez, O., Blanco, H., & Segura, F. (2001). Evaluación preliminar de la fecundidad del bocachico (*Prochilodus magdaleneae*) en el río Sinú, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 6(1), 31–36. <https://www.redalyc.org/pdf/693/69360105.pdf>
- Paísminero. (4 de febrero de 2021). *Drummond hará repoblación pesquera de la ciénaga Mata de Palma con especies nativas*. Paísminero. <https://www.paisminero.co/rse-colombiana/rse-mineria/22723-drummond-ltd-hara-repoblacion-pesquera-de-la-cienaga-mata-de-palma-con-especies-nativas>
- Parrado-Sanabria, A. Y. (2016). Historia de la Acuicultura en Colombia. *Revista AquaTIC*, 37, 60–77. <http://www.revistaaquatic.com/ojs/index.php/aquatic/article/view/146>
- Patterson, K. R. (2015). Ecological restoration in wilderness: what the fish ecological restoration in wilderness: what the fish to do? To do? [Master Thesis], University of Montana, E.E.U.U. <https://scholarworks.umt.edu/etd>
- Pearsons, T. N., & Hopley, C. W. (1999). A Practical Approach for Assessing Ecological Risks Associated with Fish Stocking Programs. *Fisheries*, 24(9), 16–23. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1999\)024<0016:APAFAE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1999)024<0016:APAFAE>2.0.CO;2)
- Pister, E. P. (2001). Wilderness fish stocking: History and perspective. *Ecosystems*, 4(4), 279–286. <https://doi.org/10.1007/S10021-001-0010-7/METRICS>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing* (Software). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C. T., & Arlinghaus, R. (2023). Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science*, 379(6635), 946–951. <https://doi.org/10.1126/science.adf0895>
- Redacción El Tiempo. (11 de julio de 1994). Repoblamiento de peces. *El Tiempo*. <https://www.eltiempo.com/archivo/documento/MAM-170133>
- Redacción El Tiempo. (17 de julio de 1997). Repoblamiento. *El Tiempo*. <https://www.eltiempo.com/archivo/documento/MAM-430729>
- Resolución N° 00417. Por lo cual se modifica parcialmente la resolución número 2 838 del 17 de diciembre de 2017. AUNAP (Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca). (7 marzo de 2019).
- Resolución N° 00531. Requisitos para el repoblamiento íctico de las aguas continentales. INPA (Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura). (20 diciembre de 1995)
- Resolución N° 1 517. Por la cual se adopta el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. ANLA (Autoridad Nacional de Licenciamiento Ambiental). (31 agosto de 2012).
- Resolución N° 1 912. Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana continental y marino costera que se encuentran en el territorio nacional y se dictan otras disposiciones. MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). (16 septiembre de 2017).
- Resolución N° 2 838. Por la cual se establecen las directrices técnicas y los requisitos para realizar repoblamientos y rescate, traslado y liberación con recursos pesqueros ícticos en aguas continentales de Colombia. AUNAP (Autoridad Nacional de Agricultura y Pesca). (28 diciembre de 2017).
- Rinne, J. N., & Janish, J. (1995). Coldwater fish stocking and native fishes in Arizona: past, present, and future. *American Fisheries Society Symposium*, 15, 397–406.
- Roa-Lazaro, A. L. (2020). *Evaluación del desempeño reproductivo del bocachico Prochilodus magdaleneae cultivado con tecnología biofloc* [Tesis de Maestría]. Universidad de Córdoba, Colombia.
- Roa-Lázaro, A., Espinosa-Araujo, J., Prieto-Guevara, M., Pertuz-Buelvas, V., & Atencio-García, V. (2017). Levante de reproductores de bocachico *Prochilodus magdaleneae* con tecnología biofloc. *Memorias III Seminario Internacional de Ciencias Ambientales SUE-Caribe*, 202–205. https://mca.edu.co/wp-content/uploads/2019/09/m2017_53.pdf
- Salazar, C. A. (2005). *Biología reproductiva y alimentaria en medio natural, de la especie íctica Ichthyoelephas longirostris (Steindachner, 1880), en el río Cauca, sector comprendido entre el sitio de presa del embalse La Salvajina y el puente La Balsa – departamento del Cauca* [Tesis de Pregrado], Universidad del Cauca, Colombia. <http://repositorio.unicauca.edu.co:8080/xmlui/handle/123456789/7419>
- Salazar-Ariza, G. (2023). *National Aquaculture Sector Overview. Visión general del sector acuícola nacional-Colombia. National Aquaculture Sector Overview FactSheets*. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. <https://www.fao.org/fishery/en/countrysector/co/es?lang=es>



- Salgado, J., Shurin, J. B., Vélez, M. I., Link, A., Lopera-Conte, L., González-Arango, C., Jaramillo, F., Åhlén, I., & de Luna, G. (2022). Causes and consequences of recent degradation of the Magdalena River basin, Colombia. *Limnology and Oceanography Letters*, 7(6), 451–465. <https://doi.org/10.1002/lo12.10272>
- Schroeder, S. A., Fulton, D. C., Altena, E., Baird, H., Dieterman, D., & Jennings, M. (2018). The Influence of Angler Values, Involvement, Catch Orientation, Satisfaction, Agency Trust, and Demographics on Support for Habitat Protection and Restoration Versus Stocking in Publicly Managed Waters. *Environmental Management*, 62(4), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1067-9>
- Seguimiento. (29 de noviembre de 2017). *Drummond culminó el Plan de repoblamiento pesquero de especies nativas*. Seguimiento.co. <https://seguimiento.co/la-region-caribe/drummond-culmino-el-plan-de-repoblamiento-pesquero-de-especies-nativas-10293>
- Serna-Mendoza, C. A., Salazar de Cardona, M., Rodríguez-Valencia, N., & Álvarez-León, R. (2010). *Biosistemas integrados y sus interrelaciones con el desarrollo sostenible y el Desarrollo Humano y Social* (pp. 137–147). Manizales: Corporación Autónoma Regional de Caldas. https://www.researchgate.net/profile/Ricardo_Alvarez-Leon/publication/329167489_2010-L_Biosistemas_Integrados/links/5bf94eb292851ced67d49d70/2010-L-Biosistemas-Integrados.pdf
- Sierra-Márquez, L., Espinosa-Araujo, J., Atencio-García, V., & Olivero-Verbel, J. (2019). Effects of cadmium exposure on sperm and larvae of the neotropical fish *Prochilodus magdalenae*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 225, 108577. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108577>
- Simonato, J. D., Guedes, C. L. B., & Martinez, C. B. R. (2008). Biochemical, physiological, and histological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(1), 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.01.012>
- Sistema estadístico pesquero de Colombia. (2023). *Pesca de consumo artesanal: desembarcos estimados en sitios pesqueros. Serie histórica 2012-2022*. Series históricas. <http://sepec.aunap.gov.co/Estadisticas/SeriesHistoricas>
- Skate, E. R., Perrow, M. R., Tomlinson, M. L., Madgwick, G., Harwood, A. J. P., Ottewell, D., Berridge, R., & Winfield, I. J. (2022). Fish stocking for recreational angling is culpable for the poor condition of many English lakes designated for conservation purposes. *Inland Waters*, 12(1), 19–32. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1867467>
- Smolders, A. J. P., van der Velde, G., Roelofs, J. G. M., & Guerrero Hiza, M. A. (2000). El Niño Caused Collapse of the Sábalo Fishery (*Prochilodus lineatus*, Pisces: Prochilodontidae) in a South American River. *Naturwissenschaften*, 87(1), 30–32. <https://doi.org/10.1007/s001140050004>
- Soy de Buenaventura. (18 septiembre de 2018). *Con novedoso sistema de marcaje, EPSA inició repoblamiento de peces en la cuenca del río Tulua*. Soy de Buenaventura. <https://www.soydebuenaventura.com/articulos/con-novedoso-sistema-de-marcaje-epsa-inicio-repoblamiento-de-peces-en-la-cuenca-del-rio-tulua>
- Suthers, I. M., Reid, D. D., Moksness, E., & Schilling, H. T. (2021). Novel fisheries investigations by Harald Dannevig: some parallels with Johan Hjort on the other side of the world. *ICES Journal of Marine Science*, 78(2), 755–764. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa001>
- Svåsand, T., Agnalt, A.-L., Skilbrei, O. T., Borthen, J., & Heggberget, T. G. (2012). An integrated development programme for marine stocking: the Norwegian example. In D. M. Bartley & K. M. Leber (Eds.), *Marine ranching* (pp. 19–72). Bio Green Books.
- Teleoi. (1 de enero de 2015). *Repoblamientos con bocachico realizados en Ciénagas del Magdalena* [Comunicado de prensa]. <https://www.teleoi.com/node/2914>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruvu, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Torres-Sierra, E. A. (2017). *Efectos del ordenamiento pesquero en la sostenibilidad de la actividad pesquera en el área de influencia del embalse de Urrá, departamento de Córdoba* [Tesis de Maestría], Universidad Tecnológica de Bolívar, Colombia. <https://repositorio.utb.edu.co/bitstream/handle/20.500.12585/3633/0070418.pdf?sequence=1>
- Trushenski, J., Blankenship, L., Bowker, J., Flagg, T., Hesse, J., Leber, K., Lorenzen, K., MacKinlay, D., Maynard, D., Moffitt, C., Mudrak, V., Scribner, K., Stuewe, S., Sweka, J., Whelan, G., & Young-Dubovsky, C. (2014). AFS Completes Assessment, Issues New Guidance Regarding Hatchery Operation and the Use of Hatchery-Origin Fish. *Fisheries*, 39(11), 543–547. <https://fisheries.org/2015/07/afs-completes-assessment-issues-new-guidance-regarding-hatchery-operation-and-the-use-of-hatchery-origin-fish/>
- Utter, F. & Epifanio, J. (2002). Marine aquaculture: Genetic potentialities and pitfalls. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12(1), 59–77. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1022644021870>
- Valbuena-Villarreal, R. D., Zapata-Berruecos, B. E., David-Ruales, C., & Cruz-Casallas, P. E. (2012). Desarrollo embrionario del capaz *Pimelodus grosskopfii*

- (Steindachner, 1879). *International Journal of Morphology*, 30(1), 150–156. <https://doi.org/10.4067/S0717-95022012000100027>
- Valderrama, M., Hernández-Barrero, S., Pinilla, M., & Barreto Reyes, C. (2016). Estado de las pesquerías. En D. C. Rondón, J. J. Restrepo, J. C. Ferrer, J. C. Alonso, J. C. Garzón, J. C. Gutiérrez, J. Gonzáles, L. Guillot, M. Pinilla, M. Valderrama, M. Castro, N. Garzón, R. Pardo, R. L. Jaramillo, & S. Hernández (Eds.), *Estado de las planicies inundables y el recurso pesquero en la macrocuenca Magdalena-Cauca y propuesta para su manejo integrado* (pp. 122-159). Puntoaparte.
- Valderrama-Barco, M., Escobar-Cardona, J. L., Pardo B., R., Toro, M., Gutiérrez, C., J. C., & López-Casas, S. (2020). Servicios ecosistémicos generados por los peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia. En L. Jiménez-Segura & C. A. Lasso (Eds.), *Peces de la cuenca del río Magdalena, Colombia: diversidad, conservación y uso sostenible* (p. 434). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/10.21068/A2020RRHXIX>
- Valencia-Rodríguez, D., Herrera-Pérez, J., Restrepo-Santamaría, D., Galeano, A., Winton, R. S., & Jiménez-Segura, L. (2022). Fish community turnover in a dammed Andean River over time. *Neotropical Ichthyology*, 20(1), e210091. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0091>
- Waldman, J. (2018). Saving a rare, undammed major U.S. Atlantic River: The Delaware. En K. Brink, P. Gough, J. Royte, P. P. Schollema, & H. Wanningen (Eds.), *From Sea to Source 2.0. Protection and restoration of fish migration in rivers worldwide* (pp. 32–33). World Fish Migration Foundation. https://www.researchgate.net/publication/324728478_From_Sea_to_Source_20_Protection_and_restoration_of_fish_migration_in_rivers_worldwide
- Wantzen, K. M. (2023). *River culture: life as a dance to the rhythm of the waters*. UNESCO. <https://doi.org/10.54677/HHMI3947>
- Weisberg, S. B., Himchak, P., Baum, T., Wilson, H. T., & Allen, R. (1996). Temporal trends in abundance of fish in the tidal Delaware River. *Estuaries*, 19(3), 723–729. <https://doi.org/10.2307/1352531>
- Welcomme, R. L. (1988). *International introductions of inland aquatic species*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/X5628E/X5628E00.htm>
- Welcomme, R. L., Cowx, I. G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., Halls, A., & Lorenzen, K. (2010). Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2881–2896. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2010.0168>
- Welcomme, R. L. (1998). Evaluation of stocking and introductions as management tools. In I. G. Cowx (Ed.), *Stocking and introduction of fish* (pp. 397–413). Fishing News Books.
- Wheeler, A. C. (1957). The fishes of the London area. *Naturalist*, 37, 80–101. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/268362#page/96/mode/1up>
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of Variation in Life History among South American Fishes in Seasonal Environments. *Springer*, 81(2), 225–241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>
- Winemiller, K. O., Fitzgerald, D. B., Bower, L. M., & Pianka, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18(8), 737–751. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>
- Zoological Society of London. (2013). *Smelt surveys on the Thames*. https://www.tideway.london/media/5274/zsl_tideway_smeltreport_final_dec20.pdf
- Zoological Society of London. (2021). *The state of the Thames 2021: Environmental trends of the tidal Thames* In H. McCormick, T. Cox, J. Kemeys, & J. Pecorelli (Eds.). ZSL. https://cms.zsl.org/sites/default/files/2022-10/ZSL_TheStateoftheThamesReport_Nov2021_0.pdf