



**UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA**

**IMPACTOS ECOLÓGICOS GENERADOS POR  
LA CONSTRUCCIÓN DE CENTRALES  
HIDROELÉCTRICAS CON EMBALSES SOBRE  
LA BIOTA ACUÁTICA**

Luisa Fernanda Betancur Zapata

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería

Medellín, Colombia

2020



IMPACTOS ECOLÓGICOS GENERADOS POR LA CONSTRUCCIÓN DE  
CENTRALES HIDROELÉCTRICAS CON EMBALSES SOBRE LA BIOTA  
ACUÁTICA

**Luisa Fernanda Betancur Zapata**

Monografía presentada como requisito parcial para optar al título de: **Especialista en  
Gestión Ambiental**

Asesor(a):

Isabel Cristina Palacio

Bióloga, Doctora en Ciencias

Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental  
Medellín, Colombia

2020

## CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.2 OBJETIVOS .....	2
1.3 Objetivo general .....	2
1.4 Objetivos específicos: .....	2
2. MARCO TEÓRICO .....	3
2.1 El río como ecosistema .....	3
2.2 La biota de los ecosistemas fluviales .....	4
2.3 Los ríos y su aprovechamiento .....	6
2.4 Los embalses como ecosistemas .....	8
2.5 Factores limnológicos de los embalses .....	9
2.6 Impactos ecológicos generados por el represamiento de un río .....	10
2.7 Contenido o cuerpo de la monografía.....	11
2.7.1 Contexto histórico de la energía hidráulica.....	12
2.7.2 Principales proyectos hidroeléctricos y su correlación con el desarrollo de estudios de impacto ecológico.....	14
2.7.3 Contexto actual de los estudios de impacto ecológico sobre la biota acuática asociados a la construcción de embalses.....	17
3. METODOLOGÍA .....	19
4. RESULTADOS Y ANÁLISIS.....	23
4.1 Impactos ambientales asociados a las represas.....	23
4.1.1 Efectos de la construcción de presas sobre los microorganismos.....	25
4.1.2 Efectos de la construcción de presas sobre el Bentos .....	28
4.1.3 Efectos de la construcción de presas sobre el Plancton .....	29
4.1.4 Efectos de la construcción de presas sobre los peces.....	31
4.1.5 Efectos de la construcción de presas sobre la vegetación .....	35
4.1.6 Efectos de la construcción de presas sobre las aves.....	37
5. CONCLUSIONES .....	39
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	40

## **LISTA DE FIGURAS**

Figura 1. Generación de energía Hidráulica (EIA, 2019).....	13
Figura 2. Distribución por fecha y categoría de las publicaciones analizadas (Wu et al. 2019).....	17
Figura 3. Diagrama de flujo de la metodología implementada. ....	20
Figura 4. Distribución de las publicaciones en categorías y en el tiempo.....	21
Figura 5. Distribución porcentual de las publicaciones por categorías. ....	21

## **LISTA DE TABLAS**

Tabla 1 .....	14
Tabla 2 .....	15

## RESUMEN

En el presente trabajo se analizaron los impactos de la construcción de embalses de regulación sobre la biota acuática a través del análisis de la información bibliográfica sobre el tema, en total se analizaron 66 publicaciones entre 2009 y 2017. Los resultados se agruparon en 6 categorías: bentos, plancton, microorganismos, peces, plantas acuáticas y aves. La información disponible evidencia que, en general, la construcción de embalses afecta la biodiversidad de microorganismos y que mientras la biomasa fúngica disminuye, los microorganismos de los estuarios aguas abajo de las presas aumentaron. Asimismo, la riqueza de los macroinvertebrados se reduce y aumentan los taxa mejor adaptadas aguas abajo de la presa. El plancton, principalmente el fitoplancton, es el grupo más afectado y se asoció al proceso de eutrofización. La mayoría de los estudios mostraron fuertes afectaciones sobre los peces por la ruptura de las rutas de migración y fragmentación del hábitat. Los estudios de vegetación se enfatizaron en las plantas ribereñas y se encontraron pocas investigaciones en las aves. Finalmente, en los estudios de los impactos de la construcción de embalses de regulación sobre la biota acuática, se han evaluado para cada grupo y no se han integrado entre sí para evaluar el cambio global del ecosistema.

**Palabras clave:** hidroeléctrica, presa, biología, biodiversidad, ríos, biota acuática, impactos, sostenibilidad ambiental, calidad del agua, hidrodinámica, ecología, fluvial, hábitat.

## ABSTRACT

In the present study, the impacts of the construction of regulatory reservoirs on aquatic biota will be analyzed through the analysis of bibliographic information on the subject, in total 66 publications will be analyzed between 2009 to 2017. The results are grouped into 6 categories: benthos, plankton, microorganisms, fish, aquatic plants and birds. The available information shows that, in general, the construction of reservoirs affects the biodiversity of microorganisms and, while the fungal biomass affected, microorganisms in estuaries downstream from dams increased. Likewise, the richness of macroinvertebrates is reduced and the best adapted taxa downstream from the dam increase. Plankton, mainly phytoplankton, is the most affected group and is associated with the eutrophication process. Most of the studies showed important affectations on fish due to the rupture of migration routes and habitat fragmentation. Vegetation studies were emphasized on riparian plants and a few researches were found on birds. Finally, in the studies of the impacts of the construction of regulatory reservoirs on aquatic biota, they have been evaluated for each group and have not been integrated overall to evaluate the global change of the ecosystem.

**Keywords:** hydroelectric, dam, biology, biodiversity, rivers, aquatic biota, impacts, environment sustainability, water quality, hydrodynamic, river ecology

## 1. INTRODUCCIÓN

La construcción de centrales hidroeléctricas ha alterado los ecosistemas fluviales en mayor grado que otras actividades antropogénicas, dejando dos tercios de los grandes ríos del mundo fragmentados (Lees et al. 2016; Tang et al. 2008). La hidroenergía es la forma de energía más utilizada y representa la quinta parte de la electricidad mundial (UPME, 2015). Se estima que la generación de energía hidráulica aumentó un 3% en el 2018, con la extensión de la capacidad de producción de China y la recuperación del período de sequía de América Latina (IEA, 2019).

La construcción de centrales hidroeléctricas con embalses de regulación representa uno de los cambios de hábitat más drásticos (Agostinho et al., 2008; Agostinho et al., 2016) ya que modifica la dinámica natural hidrológica, las variables limnológicas, los patrones de productividad biológica y la distribución de organismos en el espacio y tiempo (Nilsson et al., 2005).

Los impactos ecológicos que generan este tipo de intervención antrópica sobre la biota acuática son: pérdida de hábitats para las especies nativas y de la biodiversidad (Castello and Macedo, 2016), interrupción de rutas de migración (Fearnside, 2001; Hylander et al., 2006), cambios en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Castello and Macedo, 2016) y modificación de los ciclos biogeoquímicos (Aula et al., 1995; Porvari, 1995).

Debido al auge de la generación de energía hidráulica y sus impactos sobre los sistemas fluviales, es importante realizar un análisis bibliográfico y recopilar la información más relevante a cerca de las respuestas de la biota acuática frente a la construcción y operación de centrales hidroeléctricas con embalse de regulación (represas). Con esta revisión bibliográfica se busca dar respuesta a las siguientes preguntas:

¿Cuáles son los impactos de la construcción de un proyecto hidroeléctrico con embalse de regulación sobre el ecosistema fluvial?

¿Se presentan impactos ambientales negativos asociados a los cambios en la hidráulica e hidrología, el transporte de sedimentos y la geomorfología de un río, luego de su represamiento?

¿Por qué se presenta una pérdida de biodiversidad luego de la construcción de un proyecto hidroeléctrico?

## **1.2 OBJETIVOS**

### **1.3 Objetivo general**

Analizar los impactos de la construcción de embalses de regulación sobre la biota acuática.

### **1.4 Objetivos específicos:**

Revisar los cambios que se generan en la composición y abundancia de la fauna acuática por el represamiento de un río.

Identificar las alteraciones en los patrones ecológicos de un ecosistema fluvial al transformarse un ambiente léntico por el represamiento del río.

## **2. MARCO TEÓRICO**

La creación de un embalse implica un cambio de un ecosistema terrestre a uno acuático, y al mismo tiempo, el cambio de un ecosistema lótico a uno léntico (Roldán y Ramírez, 2008). Cabe resaltar, que el área a inundar es un ecosistema natural cuyo valor ecológico debe ser estudiado antes de ocasionar pérdidas irreparables. A continuación, dentro del alcance del marco teórico se abordará tres grandes conceptos: el río y su composición biótica, embalses de regulación y sus características y los principales impactos ecológicos de este tipo de embalses sobre la biota acuática.

La evaluación del impacto ecológico es un componente clave dentro de los Estudios de Impacto Ambiental (EIA), el cual tiene como objeto describir y pronosticar los impactos ecológicos de las actividades humanas (Zhang et al., 2004). Como un subconjunto del EIA, la evaluación del impacto ecológico se centra en el cambio de la estructura y la función de los procesos de los ecosistemas naturales a mayor escala como el resultado de la perturbación humana (Zhang et al., 2004). Mientras que el EIA analiza los impactos ambientales inmediatos y cuantificables, como las emisiones atmosféricas, la contaminación acústica, los vertimientos o los indicadores socioeconómicos, la evaluación de impactos ecológicos analiza los impactos a nivel del ecosistema a largo plazo (Liu et al. 2015).

### **2.1 El río como ecosistema**

Los ríos, riachuelos, arroyos y quebradas son ecosistemas acuáticos de aguas corrientes o lólicas (Roldán y Ramírez., 2008). Aunque las corrientes forman parte de los ecosistemas terrestres en casi todo el mundo, estas solo cubren cerca del 1% de la superficie. Sin embargo, los ríos llevan anualmente al mar cerca de 37.000 Km<sup>3</sup> de agua (Hynes, 1972).

Los ríos son sistemas de importancia estratégica tanto para la biodiversidad del planeta como para el desarrollo de la sociedad y su adecuada gestión se debe enfocar detalladamente en el estudio de su estructura y funcionamiento. Estos cursos de agua son

ecosistemas complejos, los cuales tienen numerosos componentes relacionados con la organización física en el eje horizontal (Vannote et al, 1980). Factores como la geología y el clima determinan los variables descriptivas de la cuenca tales como: la densidad y el tipo de vegetación, meteorización y desarrollo de los suelos, pendiente de la cuenca y régimen del caudal, comunidades biológicas y química de las aguas (Allan y Castillo, 2007).

La caracterización ecológica de los ríos puede llevarse a cabo sobre la base de sus estructura y funcionamiento (Allan y Castillo, 2007). Para los ecosistemas fluviales, su estructura está relacionada con la forma y dimensiones del cauce, la calidad química del agua, la diversidad de hábitats y las distintas comunidades biológicas. Su funcionamiento está ligado a procesos como el transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica o a la fotosíntesis de los productores primarios, entre otros. Existen interrelaciones entre la estructura y funcionamiento, por ejemplo, el caudal del río y sus variaciones temporales determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial. Asimismo, el tipo y cantidad de materiales que llegan al sistema determinan sus características químicas. La integración entre la biota y el medio físico (hidrológico, geomorfológico, químico) es dinámica, tanto espacial como temporal (Elosegui y Sabater, 2009).

## **2.2 La biota de los ecosistemas fluviales**

La composición biótica de los ríos responde a la disponibilidad de materia orgánica y nutrientes, así como de energía (luz, velocidad del agua), por tanto, varía espacial y temporalmente. Aunque el hábitat físico del cauce determina en gran parte el funcionamiento biológico fluvial. A continuación, se presenta una corta descripción de la biota más representativa de los ecosistemas fluviales de acuerdo con Elosegui y Sabater (2009):

- Microorganismo: bacterias, hongos y algas

En corrientes pequeñas forman el denominado biofilm, una amalgama compleja de organismos en una matriz de mucílago que recubre el lecho del río. En ríos más profundos y lentos se desarrolla una comunidad análoga en la columna de agua (plancton). Su

importancia radica en la dinámica de sustancias disueltas, tanto nutrientes inorgánicos como materia orgánica. Las bacterias se encuentran en la columna de agua y también hacen parte del biofilm. Por su parte, los hongos acuáticos crecen preferiblemente sobre los sustratos orgánicos (hojas, ramas), pero también sobre sustratos inorgánicos del lecho del río. Las bacterias y los hongos participan en el reciclaje de la materia orgánica que ingresa al ecosistema procedente de los productores primarios, como la hojarasca, ramas y madera. Por otra parte, las algas son microorganismos capaces de hacer fotosíntesis, usando los nutrientes inorgánicos disueltos en el agua y la energía solar. En ríos poco profundos las algas del biofilm son las principales responsables de la producción primaria. El fitoplancton está compuesto principalmente por (algas, protozoos y cianobacterias).

- Macrófitas

En este grupo se incluyen las algas de dimensión mayor, plantas vasculares, líquenes acuáticos, musgos y hepáticas. Las plantas vasculares se desarrollan en aguas de poca corriente como arroyos, tramos medios de grandes de los ríos y en las márgenes y zonas estancadas de las partes bajas. Los musgos se encuentran en climas fríos y tramos sombríos de la parte alta. Las macrófitas cumplen un papel esencial ya que brindan refugio a organismos más pequeños. Las plantas vasculares se pueden clasificar en: sumergidas, emergentes y flotantes. Además, por sus dimensiones (alta tasa de reproducción) y estructura son capaces de interceptar y cambiar las condiciones locales de flujo (Elosegi y Sabater, 2009).

- Invertebrados

Los macroinvertebrados se agrupan en función de su tamaño: meiofauna y macroinvertebrados. Los primeros hacen parte de un componente poco conocido en el que pertenecen crustáceos, rotíferos, tardígrados y estadios menores de organismos superficiales. Cumplen una función principal en el procesamiento del material fino y de los sedimentos. Los macroinvertebrados son los principales consumidores de materia orgánica particulada, constituyen el grupo de organismos más estudiado de los ecosistemas fluviales y se encuentran en toda la trayectoria de los ríos. Algunos viven en las áreas de gravas, cantos rodados y piedras, otros se encuentran en la madera en descomposición e incluso algunos pueden estar asociados a los musgos y macrófitas. Los macroinvertebrados se

distribuyen de acuerdo con las estrategias de alimentación y de aprovechamiento de los recursos (Elosegi y Sabater, 2009).

- Peces

Son organismos altamente diversificados, existen especies con diferentes estrategias tróficas como, detritívoras, insectívoras, planctófagas y piscívoras. Los peces ocupan desde la columna de agua hasta el fondo de los sistemas. Su presencia y abundancia pueden causar efectos sobre otros niveles tróficos (cascada trófica) y finalmente sobre el funcionamiento del ecosistema. Los peces son muy sensibles a las perturbaciones de los factores abióticos, por ejemplo, la reducción en el caudal compromete la supervivencia de muchas especies, ya que favorece el incremento de la concentración de nutrientes, el calentamiento de las aguas y las oscilaciones de oxígeno asociadas a crecimientos de productores primarios. Finalmente, la simplificación de hábitat afecta a numerosas especies las cuales requieren zonas de refugio y de alimentación. Además, la interconexión de cuencas favorece el incremento de las especies más resistentes y la reducción de las menos tolerantes (muchas de ellas endémicas).

La distribución de los individuos en los ecosistemas acuáticos no es uniforme. Existen diferentes hábitos de vida relacionados con el hábitat y la función (nicho). Los componentes físicos, químicos, hidrológicos y biológicos se ensamblan en diversas escalas y las interacciones entre estos componentes regulan el funcionamiento del ecosistema fluvial, el cual llega a ser un sistema muy complejo (Elosegi y Sabater, 2009). Por tanto, es importante evaluar de forma integral el funcionamiento del ecosistema, midiendo el metabolismo fluvial y un análisis de las interacciones tróficas, dentro los estudios de impacto ambiental.

### **2.3 Los ríos y su aprovechamiento**

Los ecosistemas fluviales se afectan por numerosas perturbaciones naturales, tanto hidrológicas (sequías, avenidas torrenciales) como físicas (aludes) respondiendo con un marcado dinamismo (Margalef, 1983). Sin embargo, existen perturbaciones de tipo antropogénico que impactan de manera irreversible los ecosistemas fluviales. Muchos ríos

han sido afectados por la construcción de embalses utilizados para el almacenamiento de agua para el consumo humano, agrícola e industrial, para generar energía hidroeléctrica y para laminar inundaciones. Actualmente un 15% de los caudales mundiales se retienen en 45 000 grandes embalses y un 52% de la superficie de los grandes ríos está modificada por canales, represas, etc (Elosegi, A., Sabater, S, 2009).

La energía hidroeléctrica es aquella que se obtiene de aprovechar la energía potencial de una masa de agua situada en un punto del cauce del río (el más alto del aprovechamiento) para convertirla primero en energía mecánica y finalmente en energía eléctrica disponible en el punto más bajo del aprovechamiento. Esta definición implica que este conformada por aquellos elementos que intervienen en esta transformación tales como:

- Elementos de retención y almacenamiento de agua: embalses, presas o azudes.
- Elementos de conducción de agua: obras de captación, canales, cámaras de carga, túneles, tuberías
- Elementos de apertura y cierre de paso de agua: compuertas, válvulas o ataguías.
- Equipamiento hidráulico: turbina, multiplicador, rejas.
- Equipamiento eléctrico: generador, transformador, línea de transmisión.

La clasificación de las centrales hidroeléctricas se realiza a partir de dos aspectos diferentes: una clasificación administrativa y una clasificación técnica. La primera depende de cada país y se refiere al régimen jurídico y económico en el que cada central se pueda acoger. Desde el punto de clasificación técnico, se pueden agrupar las centrales hidroeléctricas en: centrales de embalse, de agua fluyente, mixtas u otras. Esta clasificación se refiere al modo de operar. Como mencionó al inicio de este capítulo, sólo profundizaremos en las centrales hidroeléctricas asociadas a embalses.

Las centrales de embalses tienen como característica básica la existencia de un embalse en el que se almacena el agua y del que se realiza la captación de ésta, con capacidad suficiente como para permitir una regulación del caudal superior a un día. Es decir, son centrales con capacidad de seleccionar el momento del día que turbinan sin que se corra el riesgo de perder agua, puesto que ésta queda almacenada. Si la capacidad de almacenamiento es mayor, pueden decidir los días de generación e incluso semanas,

siempre sin que se pierda agua. Esta capacidad de regulación es utilizada para entregar la energía en los momentos de máxima demanda, con lo que se obtienen dos beneficios: por un lado, se permite regular el mercado energético; por otro, la venta de energía puede realizarse cuando esta alcanza precios elevados (Sanz et al., 2008).

## **2.4 Los embalses como ecosistemas**

Entre las modificaciones más significativas que el hombre ha realizado en el ambiente en las últimas décadas está la construcción de embalses (Jenkis, 1979). La creación de un embalse implica el cambio de un ecosistema terrestre a uno acuático y al mismo tiempo, la transformación de un ecosistema lótico a uno lentic. La inundación de un área terrestre que antes tenía un función social y económica implica un impacto sobre la población que debe relocalizarse y a menudo cambiar de hábitos de vida; a su vez, la zona inundada es un ecosistema natural cuyo valor ecológico deber ser cuidadosamente estudiado antes de generar pérdidas irreparables (Roldán y Ramírez, 2008). Un embalse es un centro colector de eventos (Tundisi, 1985, 1986a), un híbrido entre un río y un lago (Margalef, 1983). Estas definiciones son concisas, pero poco claras y precisas.

Según Tundisi (1986b) los embalses son concentradores y digestores de contaminantes químicos provenientes de la vertiente, archivos de información de desarrollos económicos y cambios ecológicos ocurridos en el área de captación. Son entonces sistemas abiertos, integradores de la cuenca total; por tanto, la cuenca influenciará el cuerpo de agua y a la inversa. Una definición clara de represa o embalse debe considerar entonces el carácter de cuenca artificial, la condición de híbrido entre río y lago, de vaso reactor y de centro colector de eventos. Los fines para los cuales se construyen embalses son:

1. Regulación del suministro de agua para la agricultura.
2. Irrigación de tierras
3. Obtención de energía eléctrica
4. Suministro de agua potable

El rápido desarrollo industrial y tecnológico en los últimos cuarenta años ha fomentado la construcción de embalses como una de las principales fuentes de generación hidroeléctrica y suministro de agua para las poblaciones (Roldán y Ramírez, 2008).

## **2.5 Factores limnológicos de los embalses**

Para Tundisi (1985) el proceso de sucesión ecológica que sufre el ecosistema lótico al transformarse en un sistema léntico durante la construcción de un embalse de regulación es un proceso temporal y espacial. La sucesión de las comunidades depende de la rapidez del llenado (a mayor velocidad de llenado, menor concentración de inóculos), de la limpieza previa del vaso (previene anoxia hipolimnética), del establecimiento de una zona litoral extensa que amplía el sustrato (e incrementa la posibilidad de llegada de inóculos del perifiton, el ticoplancton y el metafiton a la zona limnética) y de los procesos de colonización originados en la cuenca hidrográfica.

Se considera que los factores que influyen en la limnología de los embalses son el sitio donde se localiza la presa con relación al continuo de río y el tiempo de retención. Otras funciones de fuerza son las características climáticas de la región, el ciclo hidrológico, las características técnicas de construcción de la represa (altura de la presa, altura de la captación, número y posición del vertedero y profundidad máxima) (Tundisi, 1999).

De acuerdo con el concepto de río, existe un gradiente continuo de las condiciones físicas en toda su trayectoria lo que se denomina ajustes biológicos a lo largo del sistema. Este comprende la adaptación de las comunidades a la dinámica física de las condiciones externas e internas del sistema. Cuando una represa se construye en algún punto a lo largo de un río se rompe la estructura de este sistema continuo. Los efectos del embalsamiento están relacionados con su posición en el trayecto del río, es decir, por el orden de la corriente (Roldán y Ramírez, 2008).

Las propiedades físicas y químicas del agua de los embalses dependen en gran medida de las características de los ríos y quebradas tributarias. El ingreso de materia al sistema depende de la cantidad de materia orgánica y minerales disueltos en el agua de las

corrientes que discurren en él, producto de la erosión del terreno por donde circulan (Ramírez y Roldán, 2008).

El régimen del flujo y la estratificación térmica y química son aspectos de gran importancia que se deben considerar dentro de los factores limnológicos de los embalses. Un ecosistema lenticó puede estratificarse térmica o químicamente. La primera se refiere a la formación de capas de agua definidas, divididas por la diferencia de temperatura que desciende bruscamente llamada termoclina, la zona superficial recibe el nombre de epilimnio y la profunda, de hipolimnio. Este patrón de estratificación está más marcado en las zonas templadas, a causa de las estaciones. Por otro parte, en el trópico la estratificación termina se presenta durante el día (Ramírez y Roldán, 2008). La estratificación química depende de la composición física y química del agua, la cual varía drásticamente desde la superficie al fondo y depende directamente de la profundidad y del tiempo de retención hidráulica.

El desarrollo de las comunidades biológicas en los ecosistemas lenticos depende fuertemente de la luz. La productividad primaria depende la naturaleza química de la cuenca y la entrada de corrientes, y en general, es un parámetro inverso a la profundidad. Los embalses al igual que los lagos, se pueden clasificar en oligotróficos ( bajo contenido de nutrientes), mesotróficos o eutróficos (de alto contenido de nutrientes) según su productividad (Odum, 2006).

Otros factores importantes y los cuales desempeñan un papel fundamental en la dinámica del ecosistema, es la forma del embalse, profundidad, edad y tiempo de retención.

## **2.6 Impactos ecológicos generados por el represamiento de un río**

La construcción de embalses es una de las principales amenazas de los ecosistemas de aguas dulces y han sido los responsables de importantes impactos ecológicos que contribuyen a los cambios en la composición de especies y dan como resultado una alteración de la biodiversidad (Abati et al., 2016; Ceschin et al., 2015; Tombolini et al., 2014; Winemiller et al., 2016). La alteración hidrológica de los ríos se ha extendido hasta casi dos tercios de los grandes ríos del mundo (Nilsson et al., 2005). Este tipo de

construcciones antropogénicas han alterado sustancialmente los regímenes de caudal de la mayoría de los ríos en todo el mundo (Naiman et al., 1993), ha alterado el flujo natural al afectar la magnitud, frecuencia, duración y tasa de cambio del caudal (Richter et al., 1996; Nislow et al., 2002; Magilligan and Nislow, 2005) así como el cambio en los sedimentos, nutrientes, energía y biota (Ligon et al., 1995).

En general, se puede decir que la construcción de hidroeléctricas desencadena una serie de impactos ambientales y sociales, como la pérdida de hábitat nativo para las especies endémicas y de biodiversidad, (Castello and Macedo, 2016), interrupción de la migración (Fearnside, 2001; Hylander et al., 2006), cambios en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Castello and Macedo, 2016), producción de gases de efecto invernadero (Kemenes et al., 2011), retención de partículas suspendidas (Finer and Jenkins, 2012; Forsberg et al., 2017) y reubicación de comunidades nativas (Fearnside, 2014a, 2014b), modificación de los ciclos biogeoquímicos (Aula et al., 1995; Porvari, 1995). El represamiento de los ríos representa uno de los cambios de hábitat más drásticos (Agostinho et al., 2008; Agostinho et al., 2016), ya que modifica la dinámica natural, hidrológica, las variables limnológicas, los patrones de productividad biológica y la distribución de organismos en el espacio y tiempo (Nilsson et al., 2005).

## **2.7 Contenido o cuerpo de la monografía**

En este subcapítulo se desarrolla el contexto histórico y el crecimiento predictivo de la energía hidráulica. Además, se presentan algunas conclusiones de estudios relevantes de impacto ecológico, realizados en los países donde se ubican las grandes cuencas hidrográficas del mundo y sobre las cuales se han construido centrales hidroeléctricas. Finalmente, se expone el contexto actual de los estudios de impacto ecológico basados en las respuestas de la biota acuática ante la modificación del ecosistema por la construcción de represas.

### **2.7.1 Contexto histórico de la energía hidráulica**

En el siglo I (año 130), se construyó el primer embalse de origen romano en España, llamada Proserpina. Desde entonces, la humanidad ha estado ligada a este tipo de intervenciones antropogénicas, con alrededor de 58.000 embalses registrados en el 2019 en el World Register Dams (ICOLD, 2019). En la antigüedad, los embalses se construían con el único propósito de abastecimiento de agua o para riego. A medida que se iban desarrollar las civilizaciones, se presentaba una gran necesidad de agua para consumo humano, riego, control de inundaciones, navegación, control de sedimentos y generación de energía. Se puede decir entonces que, un embalse, es la piedra angular en el desarrollo y la gestión de los recursos hídricos de una cuenca fluvial.

La energía hidráulica es la mayor fuente de energía renovable; más del 90% de la electricidad renovable del mundo proviene de centrales hidroeléctricas, en especial de aquellas con embalses (IEA, 2019). De acuerdo con la IEA (The International Energy Agency) (2019) se estima que la generación de energía hidroeléctrica aumentó en más del 3 % durante el año 2018, debido a la recuperación continua de la sequía en América Latina; así como también, a la fuerte expansión de la capacidad y la disponibilidad de agua en China. Este aumento fue mayor que en el 2017 (1,5%) (Bahar, 2019). En la Figura 1 Figura 1. Generación de energía Hidráulica (EIA, 2019), se observa el continuo aumento de la generación de energía hidráulica (Historical) y la proyección de éste (Forecast) para los próximos años. Además, se presenta la proyección de este tipo de generación de energía renovable mediante la implementación de nuevas tecnologías SDS (Sustainable Development Scenario).

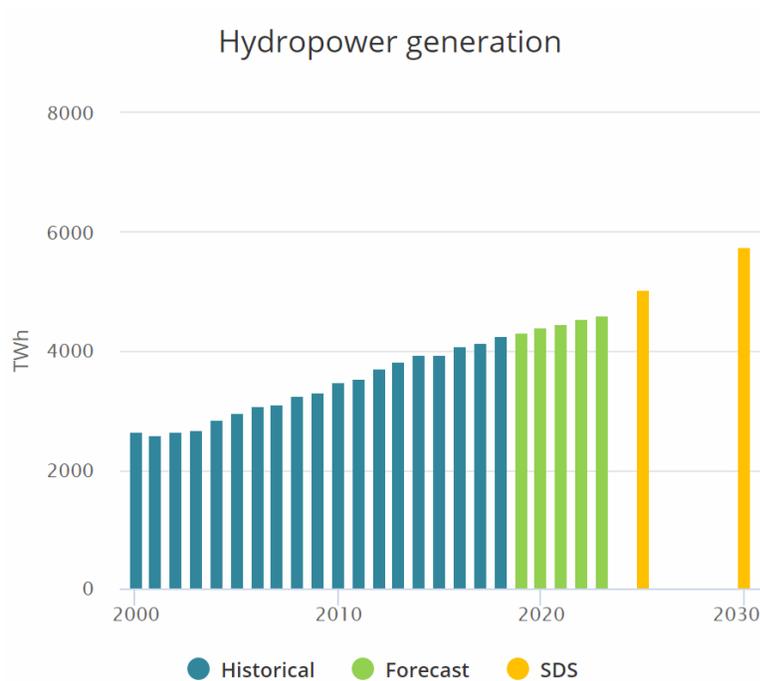


Figura 1. Generación de energía Hidráulica (EIA, 2019).

Se evidencia que la demanda de energía hidráulica tiende a aumentar en los próximos años, lo cual ocasiona que cada vez más cuencas hidrográficas sean intervenidas para este fin. La construcción de estos reservorios de agua ha alterado los ecosistemas fluviales en mayor grado que otras actividades antropogénicas, dejando dos tercios de los grandes ríos fragmentados por este tipo de construcciones (Lees et al. 2016; Tang et al. 2008). Esto tiene implicaciones en los ecosistemas a nivel global, ya que muchos de los embalses se encuentran en países cuyas áreas son “hotspots” de biodiversidad, como es el caso de Indonesia y Malasia (Nilsson et al., 2005). Inevitablemente, induce a cambios en: el flujo del río, los regímenes de sedimentos, la geomorfología y morfología de la cuenca (Donohue and Molinos, 2009; Wu et al., 2013) y a causa de la modificación de estos parámetros (los cuales mantienen y soportan la biodiversidad) se ve alterada la biota de estos ecosistemas (Cucek et al., 2012; Poff et al., 2007). Por tanto, la construcción de embalses tiene impactos ecológicos globales en la biodiversidad (Grumbine y Pandit., 2013; Vorosmarty et al., 2010). Por tales efectos sobre la biodiversidad, se atrae la atención de investigadores, activistas ambientales y activistas de vida silvestre en todo el mundo (Jacobsen et al. 2012; Wu et al. 2015).

## 2.7.2 Principales proyectos hidroeléctricos y su correlación con el desarrollo de estudios de impacto ecológico

En la Tabla 1 y Tabla 2 se presentan los proyectos hidroeléctricos más grandes del mundo, con relación a la altura de la presa y el área de inundación, de acuerdo a la base de datos de la ICOLD (International Commission On Large Dams), respectivamente:

Tabla 1  
Listado de las centrales hidroeléctricas más grandes del mundo con relación a la altura de la presa.

NOMBRE DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA	ALTURA DE LA PRESA (M)	PROPÓSITO	PAÍS
ROGUN (C)	335	HI	Tajikistan
SHUANGJIANGKOU (C)	312	H	China
JINPING 1	305	HC	China
NUREK	300	IH	Tajikistan
LIANGHEKOU (C)	295	H	China
XIOWAN	294	HCIN	China
XILUODU	286	HCN	China
GRANDE DIXENCE	285	H	Suiza
BAIHETAN (C)	277	H	China
BAKHTIYARI (C)	275	HC	Irán
DIAMER-BHASHA (C)	272	HIS	Pakistán
ENGURI	272	HI	Georgia
YUSUFELÍ (C)	270	H	Turquía
NARSINGHPURA	264	I	India
MANUEL MORENA TORRES (CHICOASÉN)	262	H	México
NUOZHADU	262	HCN	China
TEHRI HPP	260	IH	India
HACIXIA	254	H	China
MAUVOISIN	250	H	Suiza
LAXIWA	250	H	China

Nota: tomada de ICOLD (2019). C (Flood Control), F (Fish Farming), H (Hydropower), I (Irrigation), N (Navigation), R (Recreation), S (Water supply), T (Tailing) y X (Others).

Tabla 2  
Listado de las centrales hidroeléctricas más grandes del mundo con relación al área de inundación

NOMBRE DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA	AÑO	ÁREA DE INUNDACIÓN (KM <sup>2</sup> )	PAÍS
SHENTIAN		315 260	China
BATU TEGI	2002	108 553	Indonesia
KEUREUTO (C)	2019	94 200	Indonesia
TA TRACH	2014	34 782	Vietnam
XIAOLANGDI	2001	26 667	China
WONOGIRI/GAJAH MUNGKUR	1982	23 600	Indonesia
WAY RAREM	1984	19 000	Indonesia
SWA CHAUNG	2005	14 523	Birmania
AYUN HA	2002	13 500	Vietnam
TUGU (C)		12 000	Indonesia
ZIPINGPU	2006	9 338	China
ATATURK	1992	9 325	Turquía
LIUJIAXIA	1974	9 263	China
TELAGA PASIR	1941	8 213	Indonesia
TLOGO NGABEL	1930	7 164	Indonesia
HIGH ASWAN DAM	1970	7 000	Egipto
WAY JEPARA	1978	6 651	Indonesia
SEMPOR	1978	6 485	Indonesia
TABQA	1988	6 400	Siria
HANCAGIZ	1988	6 250	Turquía

Nota: tomada de ICOLD (2019).

De acuerdo a la información tabulada en la Tabla 1 y Tabla 2, el país que alberga grandes proyectos hidroeléctricos (no sólo por la altura de la presa sino por el área de inundación) es China. Y esto se refleja en los múltiples estudios de impacto ecológico que se han desarrollado en a lo largo de las cuencas de los ríos Yangtze y Yalong. En el río Yalong (uno de los principales afluentes del río Yangtze) se demostró que el sistema ecológico de la cuenca ha sufrido fuertes modificaciones en los patrones de escorrentía, asociados a los efectos del cambio climático y la acelerada construcción de hidroeléctricas a lo largo de su trayectoria (Wang et., 2019). El proyecto hidroeléctrico de las Tres Gargantas, considerado el más grande del mundo, ocasionó una marcada degradación ecológica del ecosistema marino adyacente al mar de China Oriental. De acuerdo al estudio

de Jiao et al. (2007) las comunidades microbianas, especialmente los autótrofos, disminuyeron de tamaño, además se presentó un drástico cambio en la diversidad del estuario, todo ello asociados a la reducción repentina de los tributarios.

Según Benchimol y Peres (2015) los megaproyectos hidroeléctricos en los bosques tropicales representan una gran amenaza para los sistemas terrestres y acuáticos y, por ende, afectan la conservación de especies autóctonas. A pesar de no estar en el ranking de la ICOLD, Brasil ha desarrollado también diversos estudios de impacto ambiental en la cuenca del río Amazonas, y en menor proporción en la cuenca del río Paraná. Según Lees et al. (2016) la construcción desproporcionada de hidroeléctricas en la cuenca del río Amazonas, potencializa la pérdida de bosques y afecta directa e indirectamente las especies que tienen rangos geográficos restringidos a esta área. Análogamente al Amazonas, las cuencas hidrográficas del Congo y el Mekong (ubicadas en áreas tropicales de alta importancia para la biodiversidad), están experimentando un fuerte desarrollo de hidroeléctricas, lo cual conlleva a que estos ecosistemas con alta complejidad estructural y funcional se estén convirtiendo en sistemas más homogéneos y menos productivos en cuanto a la pesca (Lees et al., 2016). Por ejemplo, para la cuenca del río Mekong, se demostró que el efecto acumulativo de las represas construidas en su trayectoria ha llevado a una disminución continua en la abundancia de peces en todo el ecosistema fluvial (Huang y Wang, 2018).

En general, se puede concluir que los países líderes en producción de energía hidroeléctrica (China, EEUU y Brasil), han desarrollado dentro de la gestión ambiental de sus recursos importantes estudios de evaluación de los impactos ecológicos generados por la construcción de embalses, basados en la respuesta de la biota acuática a los cambios en el flujo de materia y energía. Otros países, se suman a la lista de lugares donde se han desarrollado estudios relacionados a los impactos ecológicos asociados a represas: Croacia, USA, Inglaterra, Italia, España, Polonia, Camboya, Portugal, Francia, Suiza y Colombia.

### 2.7.3 Contexto actual de los estudios de impacto ecológico sobre la biota acuática asociados a la construcción de embalses

Históricamente, dos de los principales precursores de la limnología, Margalef (1919-2014) y Hutchinson (1903-1991), precisaron los fundamentos de los ecosistemas y de la ecología fluvial. Posteriormente, limnólogos como José Tundisi (1985) y Gabriel Roldán (2008), complementaron y actualizaron los estudios desarrollados en torno a los fundamentos de la limnología, especialmente en el marco de la ecología dinámica, funcionamiento y gestión de los embalses. Numerosos estudios se han realizado sobre los impactos en la biota acuática generados por la construcción y operación de embalses, en especial se han estudiado las poblaciones de: microorganismos, bentos, plancton, peces (incluidos los mamíferos acuáticos), vegetación y aves (Rechisky et al., 2013, Wu et al., 2017a). Wu et al (2019) realizaron una síntesis acerca de los efectos generados por la construcción de embalses sobre la biodiversidad. Este estudio, comprendió un análisis de las investigaciones publicadas entre los años 2000 y 2017, acerca de los impactos ecológicos asociados a la construcción de represas en la biota acuática dividida en 7 categorías: microorganismos, bentos, plancton, botánica, aves, peces y estudios múltiples. En total se analizaron 347 publicaciones. A continuación, en la Figura 2 se presenta la distribución del número de publicaciones para cada año analizado y el porcentaje que representa cada categoría de acuerdo con el total de publicaciones en este mismo rango de tiempo.

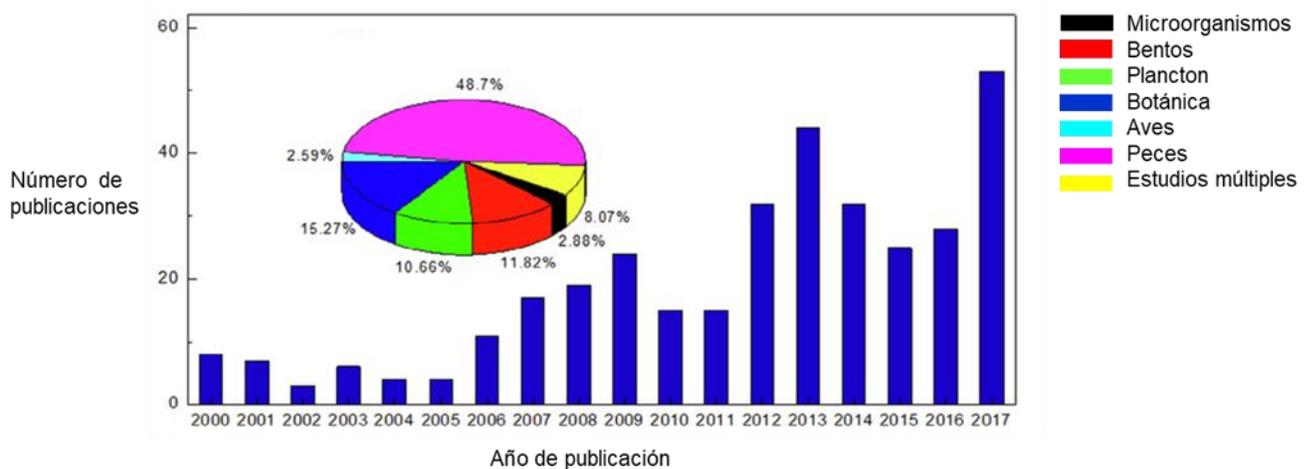


Figura 2. Distribución por fecha y categoría de las publicaciones analizadas (Wu et al. 2019).

En la Figura 2 se observa que el mayor porcentaje de investigaciones acerca de los impactos sobre la biota acuática generados por la construcción de embalses, se refieren a las poblaciones de peces, seguida de la vegetación de los ecosistemas fluviales, las comunidades de bentos y plancton y finalmente, los microorganismos y las aves. En conclusión, se evidencia que el objeto de estudio en estas investigaciones corresponde a los impactos ecológicos sobre cada grupo de organismos en forma separada y no se integran estos cambios dentro del ecosistema. Es decir, no se profundiza en el nicho que cada población tiene dentro de la estructura y el ensamblaje del sistema completo (Wu et al. 2019).

Para evaluar los impactos ecológicos sobre la biota acuática por la construcción de represas, se proponen también simulaciones por medio de modelos ecológicos. Los modelos ecológicos son una alternativa para determinar la toma de decisiones respecto a la viabilidad de los proyectos en cuanto a la conservación ambiental (Schmolke et al., 2010) y se han aplicado especialmente para evaluar los impactos ecológicos en las comunidades de peces (Hatten y Parsley, 2011., Hatten et al., 2009), macroinvertebrados (Marchant y Hehir, 2002; Wang et al., 2013), anfibios (Yarnell et al., 2012) y vegetación (Benjankar et al., 2011; Guarino et al., 2012). Aunque estos modelos están siendo utilizados con mucha más frecuencia en la evaluación, planificación y gestión ambiental (Crout et al., 2008), la parametrización e implementación difieren considerablemente entre los estudios.

### 3. METODOLOGÍA

Se utilizó la base de datos Science Direct, por su calidad y actualidad en los temas relevantes para esta monografía. Primero, se desarrolló una búsqueda de publicaciones en esta base de datos para realizar un análisis bibliométrico. Para dicha búsqueda, se utilizaron las siguientes palabras claves: “central hidroeléctrica” (dam), “biota acuática” (aquatic biota), “impactos ecológicos” (ecological impacts), “biodiversidad” (biodiversity) y “ecología fluvial” (river ecology). Segundo, se parametrizaron en la búsqueda dos aspectos: rango de tiempo (desde 2009 a 2019) y tipo de artículo (revistas, libros, capítulos de libros y enciclopedias). Luego, se realizó el análisis bibliométrico, el cual consistió en la selección de las publicaciones relacionadas con el objetivo de la monografía con base en el título y el resumen de cada artículo. El análisis bibliométrico arrojó un total de 66 publicaciones.

De acuerdo con el tema de investigación, las publicaciones seleccionadas se agruparon en 7 categorías: bentos, plancton, microorganismos, peces, plantas acuáticas, aves, modelos ecológicos e impactos ecológicos. Luego de seleccionadas las publicaciones y agrupadas por categorías, se realizó un análisis de la distribución de éstas a través del tiempo, las especies estudiadas, las metodologías de investigación implementadas, las conclusiones y la bibliografía que se referenciaba en cada documento. Estas fuentes seleccionadas serán la base para el desarrollo de esta monografía. A continuación, en la Figura 3 se presenta un paso a paso de la metodología implementada.

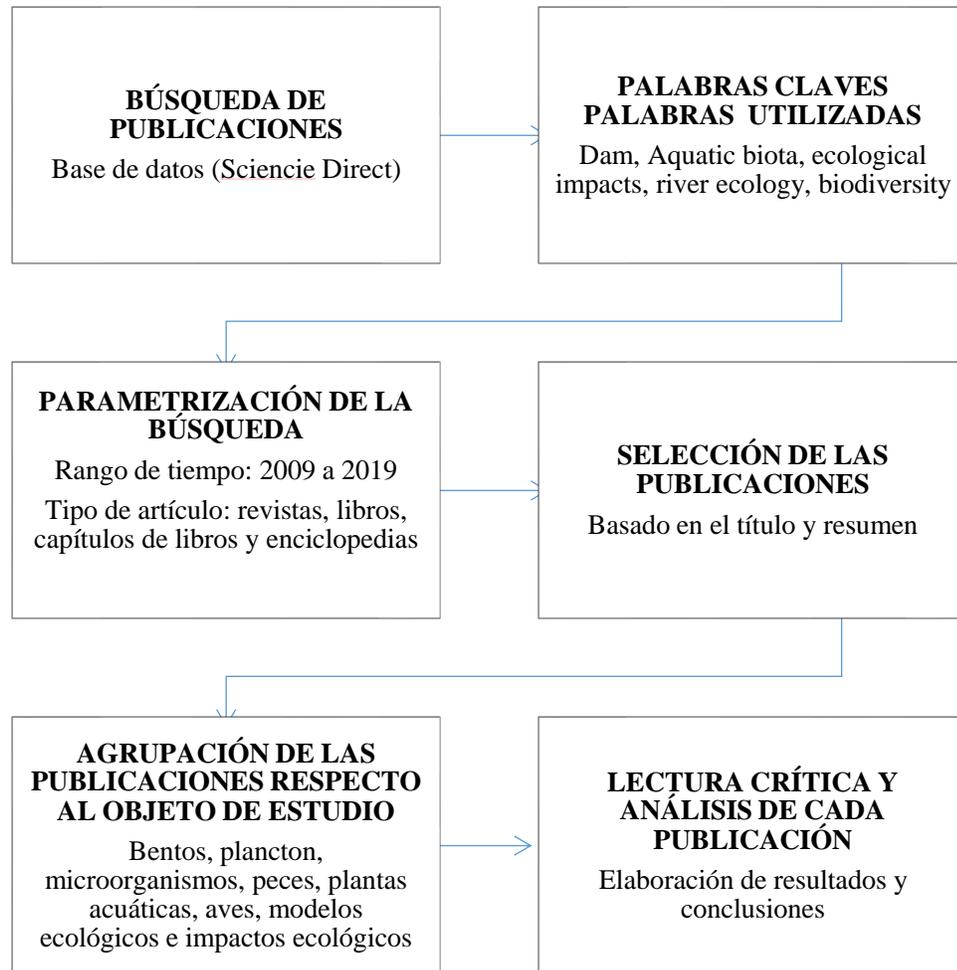


Figura 3. Diagrama de flujo de la metodología implementada.

En la Figura 4 se presenta la distribución de las publicaciones por cada año de análisis desde el año 2009 al 2019 y en la Figura 5 se muestra la distribución porcentual de las categorías establecidas en la investigación.

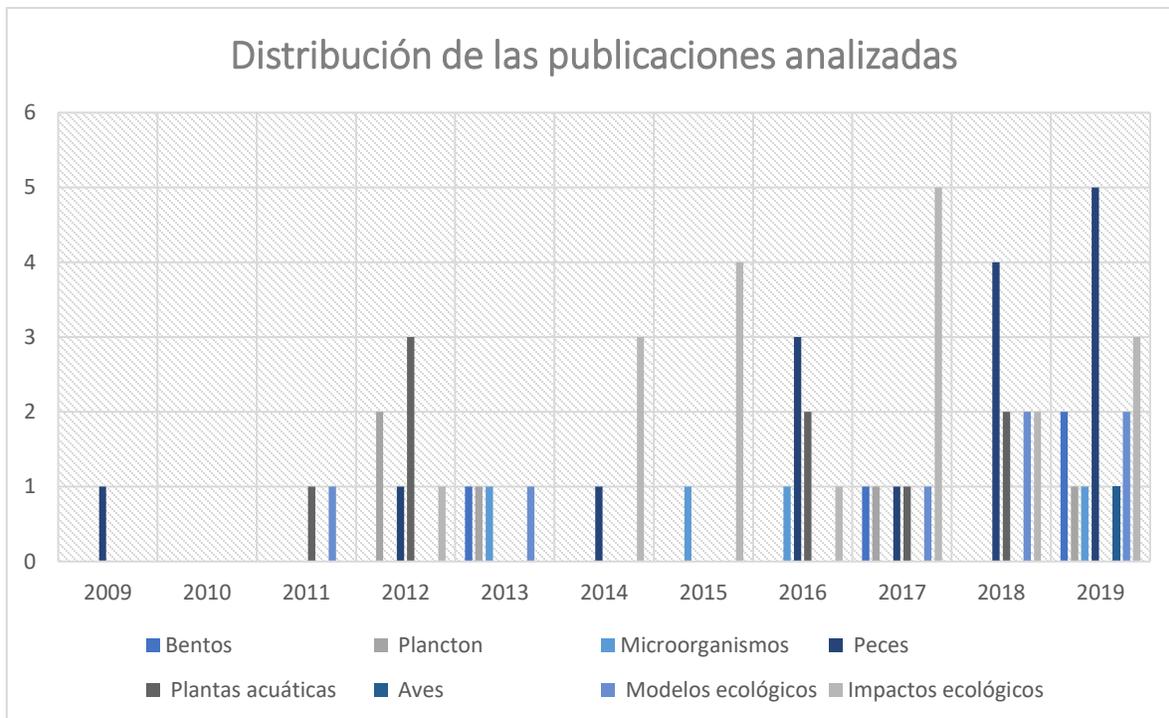


Figura 4. Distribución de las publicaciones en categorías y en el tiempo.

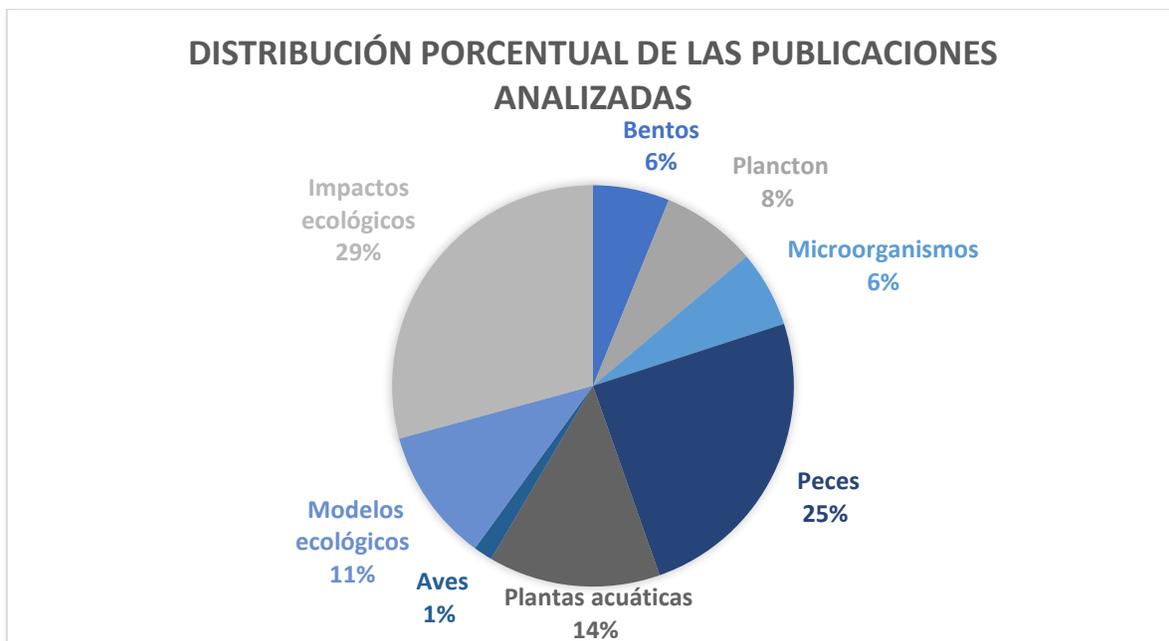


Figura 5. Distribución porcentual de las publicaciones por categorías.

La clasificación de las publicaciones para su evaluación se realizó en 7 categorías, pero el desarrollo del estudio se dividió en los 6 rangos que componen la biota acuática asociada a los embalses: bentos, plancton, microorganismos, peces, plantas acuáticas y aves. Luego, de tener categorizadas las publicaciones, se procedió a hacer una lectura crítica y extracción de los aspectos relevantes sobre el objetivo de la monografía. Finalmente, se analizaron los resultados y se elaboraron las respectivas conclusiones de la revisión bibliográfica a cerca de los impactos ecológicos generados por la construcción de hidroeléctricas con embalse de regulación en la biota acuática.

Los cambios en el ambiente generados por la presión antrópica sobre los recursos naturales, conducen a impactos positivos o negativos (Nguyen et al., 2018). Dentro de la gestión de los recursos hídricos y manejo de las cuencas hidrográficas, los modelos ecológicos son un acercamiento a la evaluación integral de estos impactos. Por tanto, se consideró importante incluir algunas de las publicaciones más relevantes a cerca de estos modelos, por ser otra metodología de evaluación de los impactos generados por la construcción de represas sobre los ecosistemas fluviales. Análogamente, algunas de las publicaciones analizadas evaluaban en general los impactos ecológicos por la construcción de hidroeléctricas sobre los ecosistemas fluviales, en consecuencia, también fueron incluidas y agrupadas en la categoría de impactos ecológicos.

Como referencias conceptuales de la temática se tomaron Ramírez y Roldán (2008) y Elozegi y Sabater (2009). Adicionalmente, se seleccionaron dos organizaciones de referencia mundial sobre centrales hidroeléctricas: EIA (International Energy Agency) y ICOLD (International Commission On Large Dams), para tener una noción de la demanda de energía hidráulica a nivel global y la cantidad actual de embalses construidos en el mundo, respectivamente.

## 4. RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 4.1 Impactos ambientales asociados a las represas

La construcción de embalses cambia drásticamente los procesos hidrológicos e hidráulicos y el estado termodinámico del río. Al almacenar y regular el agua, las presas alteran la escorrentía, el flujo de sedimentos, el caudal y el nivel del agua aguas abajo y, en consecuencia, la erosión del canal en el tramo inferior del río represado (Wang et al., 2012). La construcción de represas ha alterado los regímenes de flujo de la mayoría de los ríos en todo en el mundo (Naiman et al., 1993) debido a que afectan la magnitud, frecuencia, duración, tiempo y tasa de cambio en el caudal (Richter et al., 1996; Nislow et al., 2002; Magilligan and Nislow, 2005) (como se cita en, Lu, Lei, Yang, Tang, & Miao, 2018), así como el cambio en el flujo de sedimentos, nutrientes, energía y biota (Ligon et al., 1995). Estos cambios generan la pérdida de diversidad biológica (Lytle and Poff, 2004; Ziv et al., 2012; Castello and Macedo, 2016), citados en Lu et al.,( 2018). La represa de Las Tres Gargantas en el río Yangtzé causó una reducción del caudal, lo cual condujo a la disminución de la biodiversidad y de las poblaciones de peces (Gao et al., 2012). Análogamente, las grandes represas sobre el río Mekong han generado una marcada disminución del caudal y alta retención de sedimentos y con esto, se ha alterado la dinámica de los nutrientes y los procesos geoquímicos en los deltas, estuarios y ecosistemas de plataforma marina relacionados a este sistema fluvial (Kondolf et al., 2014; Li et al., 2017), citados en Lu et al., (2018).

Por su parte, el ingreso de aguas residuales de origen doméstico e industrial a los tributarios de los embalses ha convertido a estos sistemas en reservorios de contaminantes y nutrientes de plantas, lo cual favorece procesos como la eutrofización (Palanques et al., 2014). Otro impacto sobre el medio físico es la afectación de la geología de la zona, debido al aumento de la carga de agua y permeación en el vaso del embalse, con la alteración del estado de la masa rocosa. Además, la erosión hídrica reduce la estabilidad de los taludes expuestos al agua y produce deslizamientos de tierra (Wang et al., 2012).

Los impactos sobre la biota dependiendo de las características de las especies. Por ejemplo, como resultado de la tala de la vegetación se pierden los hábitats de numerosos animales

que emigran o mueren. En contraste, la modificación del paisaje local luego del llenado del embalse, proporciona condiciones favorables para la llegada de aves acuáticas. Un impacto muy importante de los embalses localizados por debajo de los 1000 msnm es la ruptura de la migración reproductiva de algunas especies de peces continentales de gran importancia para el consumo y la comercialización. Con esto se evita la reproducción de estas especies y se genera la reducción de las poblaciones. La disminución del caudal aguas abajo de la presa favorece la colonización y crecimiento de vegetación ribereña (Scott et al., 1996; Batalla et al., 2004; Belmar et al., 2010), citados por Prats et al., ( 2014), la reducción de la llanura de inundación como el hábitat para los peces (Bayley,1995) y la creación de ambientes leníticos apropiados para el crecimiento de macrófitas (Palau et al., 2004). Adicionalmente, el descenso del caudal provoca un aumento de la sedimentación de materiales finos, que pueden afectar a los macroinvertebrados acuáticos típicos de lechos de gravas (Torralva et al., 1996), citados por Prats et al., ( 2014) . Finalmente, se presenta un cambio del paisaje y del patrimonio natural ( Wang et al., 2012).

Como se mencionó anteriormente, una consecuencia inevitable de la operación de un embalse es el cambio en la composición y abundancia de especies, con la proliferación de algunas y la reducción o incluso la desaparición local de otras (Agostinho, et al, 2016). La intensidad y naturaleza de estos cambios están relacionados con las características de la biota local y la ubicación y condiciones morfométricas e hidrológicas del embalse, la operación e interacción con otros usos de las cuencas, incluidas otras presas. Los embalses conducen a cambios extremos en los hábitats fluviales, transforman los ríos en sistemas semilénticos que afectan drásticamente las poblaciones de los animales y las plantas. Sin embargo, las especies que pueden completar su ciclo de vida en el nuevo entorno y aprovechar los recursos tróficos disponibles pueden proliferar (Agostinho et al., 2007a).

La naturaleza e intensidad de los impactos sobre la biota fluvial varían y deben evaluarse para cada caso. Incluso, los embalses ubicados en el mismo río, con interacciones unidireccionales de río aguas arriba y abajo, muestran diferentes características en relación con la colonización y la organización de los ensamblajes (Agostinho and Gomes, 1997; Petesse and Petreire, 2012), citados en Agostinho et al., (2016). En general, las especies de peces de gran tamaño, migratorias y de prolongada longevidad (estrategias k) son las más

afectadas por los embalses. En contraste, las especies sedentarias (que no migran), principalmente de pequeño tamaño, con alto potencial reproductivo y corta longevidad (estrategias r) y alta disponibilidad de recursos tróficos proliferaron masivamente (Agostinho et al., 2016).

Según Palau (2006), la alteración del caudal, la eutrofización, la interrupción del transporte de sedimentos y la introducción de especies exóticas son los principales retos ambientales de la gestión ambiental de las centrales hidroeléctricas. Asimismo, la alteración de los regímenes térmicos, con relación a los efectos del cambio climático (Webb et al., 2008).

#### **4.1.1 Efectos de la construcción de presas sobre los microorganismos**

Los microorganismos son muy sensibles tanto a las actividades antropogénicas como a los factores ambientales y juegan un papel importante en los ecosistemas (Dai et al., 2016; Wu et al., 2016; Zeng et al., 2015), citados por Wu et al., (2019). Por tanto, los cambios en el medio físico como consecuencia de la operación de los embalses afectan los microorganismos del suelo y del agua.

En general, la operación de los embalses disminuye la biomasa y riqueza de hongos en el embalse y aguas abajo de la presa, debido probablemente a la reducción del flujo en el tramo inferior del río y a la liberación del agua de la zona hipolimnética (Colas et al., 2016; Menéndez et al., 2012; Xu et al., 2012), citados por Wu et al., (2019).

De acuerdo con Wang et al (2012) el principal impacto del embalse de Las Tres Gargantas (China) fue la reducción de la carga de sedimentos del río Yangtzé hasta el Mar Oriental de China, que afectó significativamente la calidad del agua, la actividad fotosintética y la salud del ecosistema. Mientras que antes de la construcción de esta presa la diversidad microbiana cambiaba gradualmente (Sekiguchi et al., 2002, b), citados por Wang, (2012), luego de la operación del embalse en junio de 2003 se evidenciaron cambios marcados en la estructura de la comunidad bacteriana en el río Yangtzé y en los estuarios de China Oriental, la abundancia de las Betaproteobacterias disminuyó y la diversidad de Alphaproteobacterias y Cianobacterias se incrementó (Jiao et al., 2007). Estos cambios se atribuyeron a la reducción repentina de la escorrentía del río y por consiguiente a la

intrusión de las corrientes oceánicas (Jiao et., 2007). Es preciso anotar que poco se conoce acerca de los impactos sobre la diversidad microbiana en inmediaciones de la presa. En el verano las comunidades arqueológicas y bacterianas eran más diversas que en invierno, debido a los altos niveles de nutrientes y temperatura del agua. Mientras aguas arriba de la presa el embalse albergaba poblaciones bacterianas del río Yangtzé, aguas abajo de la presa la diversidad bacteriana se redujo drásticamente.

De acuerdo a Yang et al (2019) la construcción de la presas afecta negativamente la integridad bacteriana, la cual cumple un papel importante en la degradación de la materia orgánica, en los ciclos de nutrientes y en la estabilización de sedimentos (Fang et al., 2017). Dada la importancia de los procesos bacterianos en los ecosistemas acuáticos, el potencial bacteriano brinda una indicación temprana de los cambios en ambiente antes de la respuesta por parte de los macroorganismos (Lau et al., 2015), citados por Yang et al., (2019). Este autor encontró que la composición del bacterioplancton en el embalse de las Tres Gargantas varió dependiendo de la distancia a la presa y de la calidad del agua.

En general, la construcción de presas genera un aumento de los microorganismos del suelo en los humedales aguas abajo. El embalsamiento de un río tiene un impacto global en los humedales naturales (Chai et al., 2009) e induce inevitablemente alteraciones en los regímenes de caudales y en el flujo de sedimentos (Li et al., 2011; Vörösmarty et al., 2003), citados por Wu et al., (2013). La alteración en el flujo de sedimentos, debido a la construcción de la presa, modifica la geomorfología de los ríos y lagos aguas abajo y, por ende, la salud y el equilibrio del ecosistema (Donohue and Molinos, 2009; Li et al., 2011; Yang et al., 2005) citados por Wu et al., (2013) Con esto cambian las propiedades biológicas del suelo. Los microorganismos son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, debido a que realizan procesos fundamentales como la mineralización y descomposición de la materia orgánica (Harris, 2009 y Poret et al., 2007), citados por Wu et al., (2013). Adicionalmente, las comunidades bacterianas juegan un papel crítico en la calidad del agua en los humedales y en el ciclo global del carbono (Wu et al., 2013).

De acuerdo a Wu et al (2013) en su estudio sobre los impactos de las presas construidas en la cuenca del río Yangtzé, se hallaron diferencias significativas entre las propiedades del

suelo y la biomasa microbiana. Por ejemplo, se encontró que la disminución del tamaño del grano del sedimento descargado en el lago Dongting era un factor decisivo en la estructura de la comunidad bacteriana del suelo y la construcción de presas en toda la cuenca fue la principal causa de estos cambios.

Las presas cambian inevitablemente los regímenes de flujo de los ríos (Chai et al., 2009) y esto ha producido cambios drásticos en los ciclos hidrológicos de las llanuras aluviales, en términos de la inundación y en el período de estiaje (Ligon et al., 1995). Además de los cambios adicionales al ciclo hidrológico, hay que sumarle el efecto del cambio climático. Estos cambios hidrológicos influyen en la biota, los procesos y propiedades del ecosistema y servicios asociados a éste (Auble et al., 1994; De Jager et al., 2012), citados por Wu et al., 2015). Este autor determinó las respuestas ecológicas del lago Dongting en la época seca inducida por la presa de las Tres Gargantas en el río Yangtze y encontró que la estación seca modificó la vegetación y el suelo de las llanuras aluviales del río Yangtze y los humedales y que los cambios en la vegetación afectaron las aves migratorias y otros animales por pérdida del hábitat. Estos cambios se relacionaron directamente con los microorganismos del suelo a través de las heces y orina de las aves y animales y la hojarasca. Finalmente, en la estación seca temprana causó un aumento de la biomasa microbiana del suelo y diversidad de la comunidad bacteriana en humedales de la parte baja (Wu et al., 2015).

Colas et al (2016) demostró una relación lineal positiva entre la riqueza de hongos y la función ecológica. Los hongos asociados a las hojas en descomposición son indicadores claves de las perturbaciones antropogénicas de los ecosistemas limnéticos. La descomposición de la hojarasca es un indicador del funcionamiento del ecosistema, un proceso clave dentro de los ecosistemas fluviales y una buena forma de comprender los mecanismos abióticos y bióticos afectados por las perturbaciones antropogénicas. El procesamiento de la materia orgánica en los ecosistemas acuáticos y su incorporación a redes tróficas involucran dos tipos de organismos: microorganismos (principalmente hongos) y macroinvertebrados detritívoros. El estudio de la descomposición de la hojarasca es crucial en los ecosistemas fluviales intervenidos por presas, ya que las estructuras retienen no sólo el agua sino la materia orgánica (Vörösmarty et al., 2003), citados por

Colas et al., (2016). Wu et al (2013) demostraron que la reducción del tamaño del sedimento en 50,000 represas del río Changjiang aumentó la biomasa microbiana del suelo y la comunidad bacteriana en el humedal del lago Dongting.

#### **4.1.2 Efectos de la construcción de presas sobre el Bentos**

La construcción de presas afecta la comunidad bentónica, debido a los cambios en el caudal, temperatura, calidad del agua, nutrientes y aguas abajo de la presa (Chen et al., 2015a; Smolar-Zvanut y Mikos, 2014), citados por Wu et al., (2019).

Las presas pueden causar efectos adversos significativos en la estructura de las comunidades de los ecosistemas de agua dulce mediante la modificación de las variables fisicoquímicas aguas abajo de la presa. Especialmente, cuando la generación de la energía hidroeléctrica induce a fluctuaciones de flujo, bajas concentraciones de oxígeno disuelto y cambios en la temperatura promedio (Ward and Stanford, 1979; Petts, 1984; Camargo and Voelz, 1998), citados por Gonzalo & Camargo (2013). El caudal y los sedimentos crean las estructuras y la dinámica del hábitat dentro de los sistemas de ríos y lagos (Poff et al., 2006; Jones et al., 2015; Wohl et al., 2015), citados por Xu & Li (2019). Los resultados del estudio de Xu & Li (2019) en el lago Dongting sugieren que el sedimento es el factor de estreses más importante que el caudal, especialmente por el proceso de erosión, ya que podría reducir significativamente la abundancia total y riqueza de especies. Además, la retención de sedimentos por las presas se asocia a la disminución del flujo del sedimento aguas abajo. Estas alteraciones cambian los hábitats acuáticos y aumentan el estrés fisiológico, causando pérdida de biodiversidad en los ríos y lagos (Sala et al., 2000; Tockner and Stanford, 2002; VanMiddlesworth et al., 2017), citados por Xu & Li (2019).

Además, del caudal el régimen térmico se ha relacionado con el cambio en la comunidad de macroinvertebradas aguas abajo de la presa (Petts, 1984; Martínez et al., 2013; White et al., 2017a), citados por Krajenbrink (2019). En los estudios realizados por Vinson (2001) se encontró que la densidad promedio de macroinvertebrados aumentó y que la diversidad disminuyó después del cierre de la presa. Otros estudios, demostraron que la construcción de presas causó el aumento de biomasa y la disminución de la riqueza de taxones en los tramos agua abajo.

La construcción de presas también cambia la estructura de la comunidad de macroinvertebrados (Wu et al., 2019). Mientras los taxones tolerantes (viven en diferentes hábitats y toleran la contaminación) aumentaron en número, los poco tolerantes (especies sensibles a las perturbaciones y a la contaminación) disminuyeron en número (Mantel et al., 2010). Vallania y Corigliano Mdel (2007) demostraron que la distribución de los grupos funcionales de alimentación también se afectó con un aumento de los colectores, fijadores y depredadores y una reducción de los recolectores y trituradores, citados por Wu et al., (2019).

#### **4.1.3 Efectos de la construcción de presas sobre el Plancton**

El plancton es una comunidad sensible a los cambios ambientales. La construcción de presas afecta el plancton debido al cambio en el régimen de sedimentos, nutrientes, caudal y en general, en la calidad y cantidad del agua (Wu et al., 2019). El plancton está compuesto principalmente por fitoplancton, zooplancton e ictioplancton.

La operación de la presa afecta claramente al ensamblaje del fitoplancton, que cumple el importante papel de productores primarios en los ecosistemas acuáticos, los depredadores pueden alterar la composición y abundancias de especies (Nogueira, 2000; Zhang et al., 2010; Perbiche-Neves et al., 2011), citados por Li et al., (2013). El aumento de la temperatura del agua y del tiempo de retención, así como el enriquecimiento de nutrientes asociado con la operación de las presas puede incidir en la proliferación del fitoplancton como resultado de la eutrofización (Nogueira et al., 2010). Algunos estudios proponen que el conjunto de fitoplancton podría utilizarse como indicador para evaluar la transición del hábitat (cambio de lótico a léntico) y la degradación del ecosistema (Li et al., 2013).

En el estuario de Guadiana Domingues et al.,( 2012) observaron que la alteración del entorno nutricional para los productores primarios es uno de los principales problemas asociados a la construcción de presas, ya que la carga orgánica de los ríos aguas abajo y zonas costeras disminuye debido a la retención de nutrientes en los sedimentos del embalse. Los cambios en el suministro de nutrientes están a menudo acompañados de alteraciones en los ensamblajes del fitoplancton especialmente, en las comunidades de diatomeas (Yin et a., 2001). De acuerdo con Domingues et al (2012) el estuario de Guadiana se encuentra en

una región altamente afectada por el cambio climático, debido a la reducción de las precipitaciones (IPCC, 2001). Además, la gran presa Alqueva restringe significativamente la cantidad de agua dulce y ocasiona impactos negativos significativos al estuario ubicado aguas abajo.

Los cambios en las comunidades de cianobacterias puede ser un riesgo potencial para la salud humana, dado que muchas cianobacterias y dinoflagelados pueden producir toxinas potentes (Chamichael, 1997; Errera y Campbell, 2011), citados por Domingues et al., (2012). Mientras las cianobacterias poseen una baja palatabilidad y constituyen un recurso trófico de baja calidad para los niveles tróficos más altos, una base de diatomeas generalmente contribuye a grandes poblaciones de peces y mariscos (Officer and Ryther, 1980).

La disponibilidad de la luz es un factor ambiental sumamente importante como impulsor del fitoplancton, pero aún no ha sido estudiado tan detalladamente como la disponibilidad de nutrientes. El atrapamiento de sedimentos en los embalses puede aumentar la disponibilidad de luz aguas abajo y contrarrestar los efectos por la disminución en el aporte de nutrientes (Domingues et al., 2012).

Según Li et al (2013) la construcción de hidroeléctricas en cascada en el suroeste de China ha alterado la composición y abundancia del conjunto de fitoplancton. Además, se encontró que los ensamblajes del fitoplancton son indicadores sensibles en la evaluación de la degradación de los sistemas acuáticos asociados a presas en cascadas. Los impactos asociados a las hidroeléctricas en cascada fueron más graves que los de una sola presa (Li et al., 2013), debido a la pérdida de conectividad ecológica longitudinal del ecosistema acuático. Por otro lado, el aumento en la biomasa del fitoplancton en el área del embalse conduce a su degradación en comparación con los ecosistemas fluviales naturales.

En el estudio realizado por Havel et al (2009) los copépodos y cladóceros disminuyeron exponencialmente en los tramos aguas abajo de la presa y los rotíferos aguas arriba, citados por Wu et al., (2019). La densidad poblacional y el número de taxones (especialmente aquellas especies migratorias) del ictioplancton generalmente se reducen luego de la construcción de una presa (Sanchez et al., 2006). Finalmente, Jiang et al (2012) afirman que

el efecto de la presa en el plancton es más significativo en la estación seca que en la estación húmeda, debido a la concentración de nutrientes en verano.

#### **4.1.4 Efectos de la construcción de presas sobre los peces**

Las presas tienen graves impactos ecológicos (Nilsson et al., 2005) interrumpen la conectividad ecológica y modifican las estructuras y funciones ecosistémicas (Ward and Stanford, 1995; Postel et al., 1996), citados por Musil et al., (2012). Entre la biota acuática afectada por este tipo de proyectos, los peces han sido el grupo más estudiado. Los impactos negativos incluyen la extinción y disminución de especies (Duncan y Lockwood, 2011), dispersión limitada (Fukushima et al., 2007), disminución del crecimiento y deterioro de las condiciones fisiológicas (Morita y Yamamoto, 2001), diferenciación y variación genética (Dunham y Rieman, 1999) y cambios en la estructura de la comunidad de peces (Freeman y Marcinek, 2006), citados por Musil et al.,(2012).

Los estudios sobre la comunidad de peces dentro de los sistemas fluviales regulados por embalses comprenden investigaciones comparativas y experimentales que han relacionado la respuesta de la comunidad de peces ante la fragmentación del río (Bunn and Arthington, 2002; Poff and Zimmerman, 2010) en escala local (Pusey et al., 1993; Freeman et al., 2001) y regional (Poff and Allan, 1995; Freeman y Marcinek, 2006; Taylor et al., 2008). Freeman y Marcinek (2006), así como Poff y Zimmerman (2010) han demostrado que las comunidades de peces muestran consistentemente respuestas negativas a las alteraciones hidrológicas, citados por Musil et al., (2012).

De acuerdo a Jiménez-Segura et al (2014) la cuenca del río Magdalena-Cauca presenta 213 especies de peces, de los cuales un poco más del 50% son endémicas (Abell et al., 2008; Albert et al., 2011) y en esta cuenca se localiza el 84% de las centrales hidroeléctricas que surten de energía a Colombia. En este estudio se encontró que el número de especies era inversamente proporcional a la altitud, mientras que los endemismos eran directamente proporcionales y que la localización de embalses por debajo de los 700 m de altitud afecta el estado de conservación de las especies migratorias. Además, se evidenció que un embalse crea nuevos gradientes de riqueza y modifica los cauces que son utilizados por especies migratorias como áreas de desove. Finalmente, se concluye que el desarrollo del

sector eléctrico en los ríos andinos ha generado cambios en los sistemas acuáticos dulceacuícolas de la cuenca Magdalena-Cauca y ha influido en la estructura de los ensamblajes de especies de peces y en la dinámica migración-reproducción de las especies de peces importantes para la pesca artesanal (Jiménez-Segura et al., 2014).

De acuerdo a Jiménez-Segura et al (2014) se reconocen 35 efectos de los embalses sobre la ictiofauna dulceacuícola, tales como:

- Cambio de la ruta de migración: la interrupción de las rutas de migración y dispersión de los peces.
- Cambio en el uso del hábitat por los peces dentro del embalse: las características de los embalses influyen en la distribución de las especies.
- Cambio en la actividad y productividad pesquera de la cuenca.
- Cambio en el ensamblaje en el embalse: la acumulación de sustancias xenobióticas en el embalse afecta la reproducción de peces, aislamiento de peces y reducción del intercambio genético intrapoblacional reduce la variabilidad genética de las poblaciones aisladas, aumento en la abundancia de especies de escaso valor comercial favorecidas por las condiciones lénticas del embalse, afectación de la dinámica de las poblaciones, crecimiento y talla, cambio en la distribución de la biomasa de las especies dentro del embalse, cambio en la oferta de alimento para la ictiofauna la cual influye en el bienestar de los peces dentro del embalse, cambios en el ensamblaje (composición y disminución de la abundancia) del embalse, depredación, incremento en la abundancia numérica de especies no nativas en el embalse, incremento en la mortalidad de peces por disminución de oxígeno disuelto en el hipolimnio del embalse, pérdida de hábitat dentro del embalse debido a la remoción de vegetación inmersa que afecta el reclutamiento de algunas especies, reducción en las poblaciones de peces migratorios dentro del embalse.
- Cambios en la estructura del ensamblaje en río aguas abajo del embalse: cambios en la temperatura del agua que afecta el desarrollo embrionario y modificación en el desarrollo ontogénico aguas abajo del embalse, disminución de la riqueza aguas abajo del embalse, disminución en la abundancia de las especies aguas abajo de la presa, modificación del reclutamiento de las poblaciones de especies debido a

cambios en sus tácticas reproductivas aguas abajo del embalse, modificación en el reclutamiento de poblaciones de especies debido a cambios en las señales ambientales para desove asociadas con el cambio en el tipo de pulso río abajo, mortalidad por disminución de oxígeno disuelto aguas abajo, reducción de la influencia del pulso de caudal sobre el plano inundable que genera pérdida de áreas de crianza y alimentación para peces aguas abajo del embalse.

- Cambio en la pesquería dentro del embalse: manejo inapropiado de recursos pesqueros en el embalse, reducción en las poblaciones (abundancia y talla) de especies de interés pesquero en el embalse, relación inversa en la CPUE de la pesca y el nivel del embalse.
- Incremento en el conocimiento científico de la ictiofauna: conocimiento de la ictiofauna (reporte de nuevas especies, estudios de riqueza, diversidad, dieta, reproducción).
- Mayor efectividad en la mitigación por afectación de la ictiofauna: desarrollo de nuevas tecnologías para mitigar los efectos del embalse, recuperación de la variabilidad genética de la población de una especie nativa.
- Modificación de las relaciones entre pescadores: conflictos con pescadores por el uso de los recursos pesqueros.
- Modificación en el ciclo de nutrientes en la cuenca: retención de nutrientes en el embalse, reducción de nutrientes en el embalse afecta la producción agrícola en las zonas ribereñas aguas abajo del embalse.

En general, las alteraciones antropogénicas en los sistemas fluviales son multifacéticas y afectan la hidrología, la temperatura de la corriente, la morfología del canal, la química del agua y la conectividad hidrológica. El tipo y magnitud de estas alteraciones de las presas depende de su ubicación dentro de la red hídrica, su operación y edad (Ward and Stanford, 1983; Poff et al., 1997; Poff and Hart, 2002), citados por Cooper et al., (2016). Dichas alteraciones pueden ser individuales o acumulativas, derivadas de una segregación de los efectos de las presas a lo largo de la red fluvial dentro de una misma cuenca o en una extensa (Cooper et al., 2016). Sin embargo, para comprender el efecto de las fuentes acumulativas por la degradación de la corriente, se debe caracterizar la ubicación y la intensidad de cada una de ellas. Wang et al. (2011) utilizaron medidas de fragmentación

especialmente explícitas como distancia a las presas, densidad total de presas aguas arriba y densidad de presas de los canales principales aguas arriba vs aguas abajo, para examinar la influencia de las represas en la comunidad de peces en el estado de Michigan, EE UU. Otro estudio similar se realizó en el río Loira, Paris. Los resultados sugirieron que las comunidades de peces respondían a las influencias de las presas en las direcciones aguas arriba y aguas abajo y en un contexto localizado y acumulativo. Cooper et al. (2013) demostraron la importancia de considerar los efectos aguas abajo y arriba de las presas, por lo cual es importante realizar una combinación de métricas que capturen estos efectos localizados y acumulados en la comunidad de peces (Cooper et al., 2016).

De acuerdo con Arantes et al., (2019), el conjunto de peces cambia de manera relativamente predecible después del represamiento de un río, debido a las respuestas diferenciales de las especies en función de sus rasgos funcionales. En general, las que poseen rasgos funcionales asociados con aguas que fluyen rápidamente, pulsos de flujos periódicos y complejidad de hábitat son las más vulnerables. Rasgos como cuerpos aplanados, ojos ubicados dorsalmente, bocas inferiores y grandes aletas pectorales y pélvicas característicos de especies reofílicas (especies de aguas corriente) pueden desaparecer tras el llenado del embalse. Peces con las estrategias periódicas de historia de vida que dependen del régimen natural del caudal para desencadenar la migración y reproducción, tienden a desaparecer por completo después de la construcción de presas. Las especies bentónicas disminuyen debido a la pérdida de hábitat y estrés metabólico causado por las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el fondo del embalse. Muchas de las características fisiológicas de los peces bentónicos están mal adaptadas para nadar y alimentarse en la nueva columna de agua. Las especies omnívoras se convierten entonces, en el gremio trófico dominante en el embalse recién formado.

Las represas cambian la dinámica hidrológica, los patrones de producción biológica y la distribución de los organismos en el espacio y tiempo. Los tributarios funcionan como áreas de desove y de desarrollo temprano para las especies de peces nativas (Marques, Dias, Perbiche-Neves, Kashiwaqui, & Ramos, 2018). En un estudio realizado en el embalse de Porto Primavera (sureste de Brasil), Marques et al (2018) encontraron que el ensamblaje de peces mostro la tendencia esperada de homogenización biótica y concluyeron que la

preservación de los afluentes es imprescindible para el mantenimiento de la diversidad de las áreas afectadas por la represa.

Finalmente, el índice de integridad biótica (IBI) es una herramienta que se origina a partir de la respuesta predecible y cuantificable de las comunidades de peces a las alteraciones antrópicas en los ecosistemas acuáticos. Este concepto fue expresado por primera vez por Karr (1981) y con el tiempo se han ido desarrollado otros índices similares. Al aplicar este índice, Musil et al (2012) demostraron que el número de obstáculos y la disminución de la distancia relativa entre estos, aumenta el impacto negativo en los peces jóvenes (perdida de especies reófilas y valores bajos de IBI).

#### **4.1.5 Efectos de la construcción de presas sobre la vegetación**

Los efectos de las presas sobre la vegetación, la cual es altamente sensible a los cambios en el régimen hidrológico es un tema de gran preocupación, ya que los productores primarios sustentan el alimento y ofrecen el hábitat para los microorganismos, bentos, plancton, peces, mamíferos y aves (Chen et al., 2015b; Wu et al., 2017a), citados por Wu et al., (2019). Los efectos sobre la vegetación se manifiestan en el embalse y en el área aguas abajo, la cual comprende el tramo del río y ciénagas asociadas.

En el área del embalse el llenado implica la inmersión de la vegetación del vaso, lo cual genera un nuevo hábitat sub lacustre (Ceschin et al., 2015). La diversidad de especies y la riqueza funcional disminuyen significativamente en comparación a la antigua zona ribereña (Liu et al., 2013; Wang et al., 2014b), citados en, Wu et al., (2019). De acuerdo con Wang et al (2014b) y Wu et al (2019) el número de plantas vasculares en el embalse de Las Tres Gargantas disminuyó de 175 a 127 después del llenado. El número de especies y la cobertura relativa se relacionan con la pendiente y la altitud (Liu et al., 2013). Finalmente, las presas afectan significativamente las relaciones de mutualismo de animales y plantas (Emer et al., 2013).

Las inundaciones juegan un papel importante en la conservación del complejo mosaico de la vegetación de los hábitats ribereños (Tockner et al., 1998). Dado que las presas alteran la hidrología del río, al reducir la frecuencia y magnitud de las inundaciones durante las

épocas de lluvia y secas, se altera la llanura de inundación aguas abajo de la presa y su vegetación (Johnson et al., 1976; Naiman and Décamps, 1997; Shafroth et al., 2002; Walker, 1985), citados en Asaeda & Rashid (2012).

En el canal aguas abajo de la presa se favorece generalmente la expansión de plantas herbáceas (Bombino et al., 2014). La liberación de sedimentos del fondo de los embalses como parte de su operación genera un alto flujo de estos materiales que se depositan en el canal aguas abajo de la presa y favorecen la colonización por parte de plantas. En el río Kurobe (Japón), afectado por la construcción de presas, Asaeda & Rashid (2012) realizaron un estudio basado en la colonización de herbáceas y las características edáficas y encontraron que la biomasa de herbáceas estaba estrechamente correlacionada con el espesor de la capa arenosa y la fracción de sedimentos finos y que el nitrógeno era el factor limitante para el crecimiento de las plantas. Luego de la liberación de los sedimentos de los embalses desaparecieron los factores imitantes y se favoreció el crecimiento masivo de la vegetación aguas abajo y la acumulación de sedimentos también cambio el patrón de inundación de las llanuras aluviales. Finalmente, concluyeron que la morfología y el ecosistema del canal aguas abajo de la presa cambia considerablemente debido a las múltiples liberaciones de sedimentos de los embalses, lo cual cambia la estequiometría de nutrientes y permite la invasión por parte de la vegetación.

De acuerdo con Benjankar et al., (2012) la operación de las presas y la modificación de los sistemas fluviales ha impactado la vegetación ribereña en la mayoría de las llanuras aluviales. Dado que los procesos físicos controlan la estructura y función de la vegetación ribereña (Naiman et al., 2005), su alteración por la operación de las presas afecta directamente la vegetación. Aunque el crecimiento y la regeneración de la vegetación ribereña depende notablemente del régimen de inundaciones, del tipo de suelo, de los nutrientes y de la humedad (Hughes, 1990). En general, las perturbaciones por el funcionamiento de las presas pueden afectar significativamente las especies y la sucesión de la vegetación a través de la alteración del régimen hidrológico (Barnes, 1997; Jamieson y Braatne, 2001), citados por Benjankar et al (2012).

Otro efecto ocasionado por la construcción de presas sobre la vegetación del tramo del río aguas abajo, es la disminución de la riqueza de especies de plantas ribereñas, ya que la presa

actúa como un obstáculo que corta la dispersión por el agua de semillas y propágulos. Merritt et al., (2010); Friedman et al., (1998) y Magilligan et al., (2003), citados en Benjankar et al., (2012) sostienen que al alterasen los patrones de inundación de las zonas ribereñas se produce una invasión de la vegetación en estas zonas, pero con menor diversidad y se crean condiciones favorables para las malezas ribereñas invasoras (Rood et al., 2010). Este último efecto se evidenció en el río Kootenai (Canadá), donde Benjankar et al. (2012) encontraron que la presa Libby favoreció el aumento de juncos y pastizales aguas abajo.

Al investigar los cambios geomorfológicos y de vegetación posteriores a una presa en el río Sauce Grande (Argentina), Casado (2016) identificó que la capacidad del canal se redujo por la invasión de vegetación en las orillas del canal. Además, se presentó una correlación entre la estabilidad del canal y el crecimiento de la vegetación. Análogamente, Han, Feng, Hu, & Chen (2018) en un estudio similar aguas abajo de la presa Las Tres Garganta concluyó que la composición de la vegetación estuvo controlada principalmente por la profundidad del agua, lo que indica que los cambios en los humedales están asociados a la alteración del régimen hidrológico inducido por la presa. Aguas abajo de esta presa el lago Poyang, un ecosistema muy importante en esta región, ha experimentado cambios drásticos en los últimos años (Feng et al., 2013; Hu et al., 2010; Zhang et al., 2012; Zhang et al., 2012), citados en Han et al., (2018). La vegetación se modificó desde una cobertura hidrofílica hasta especies adaptadas a condiciones de sequía, la profundidad del agua relacionada directamente con los cambios en el régimen hidrológico inducido por Las Tres Gargantas fue el factor más influyente en la vegetación. En los lagos aguas abajo de la presa cambio la vegetación ribereña (Wu et al., 2019).

#### **4.1.6 Efectos de la construcción de presas sobre las aves**

Como se señaló anteriormente, las presas causan cambios en la vegetación y con esto alteran directamente el hábitat y la oferta de alimento de las aves (Wu et al., 2017a). De acuerdo con Ali et al (2011) el embalse es un nuevo escenario vital para la internada de gansos, patos y gaviotas, pero el nuevo escenario genero la reducción de las especies esteparias. También se

encontró que las aves eran sensibles a los cambios hidrológicos generados a partir de la operación de presas (Wu et al., 2019).

Finalmente, los sistemas fluviales aguas abajo de la presa, como ciénagas, lagos y humedales, son alterados por este tipo de construcciones y al ser las aves un grupo muy importante para estos ecosistemas también se ven afectadas. Un claro ejemplo es el lago Poyang, uno de los lagos más grandes de China y de vital importancia para la conservación de las aves acuáticas migratorias de la ruta Asia-Oriental-Australia. La construcción de presas en el río Yangtzé afectó el régimen hidrológico del lago, el cual es su principal efluente. En esta área Wang et al., (2013) demostraron una relación entre el nivel del agua, la época de lluvias y la invernada de las aves acuáticas. Muchos estudios han indicado que la profundidad del agua afecta el uso de los de humedales por aves acuáticas (Velasquez, 1992; Colwell & Taft, 2000; Isola et al., 2002; Lantz et al., 2010; Farago & Hangya, 2012; Jia et al., 2013), citados en Wang et al (2013).

## 5. CONCLUSIONES

Los factores fisicoquímicos más importantes para la biota en los embalses son transparencia y temperatura del agua, caudal, transporte de sedimentos y disponibilidad de nutrientes.

En general, existe un consenso en la literatura de que la construcción de embalses afecta negativamente la biodiversidad. Los peces son impactados drásticamente debido a la ruptura de las rutas de migración y fragmentación del hábitat.

Aunque se encontró un reducido número de referencias sobre la vegetación sumergida y las aves, generalmente aguas abajo de las presas aumentan las malezas ribereñas y las aves migratorias son afectadas por el cambio hidrológico en la parte baja de la cuenca del río.

En la mayoría de países de alto desarrollo hidroeléctrico como China y Brasil, los peces fueron el grupo más estudiado en las evaluaciones de los impactos de la construcción de embalses. En numerosos trabajos se consideran como indicadores la abundancia de peces luego del llenado, las especies dominantes y el impacto sobre la tasa de reproducción.

Aunque los impactos de la construcción y operación de embalses fueron evaluados para cada grupo aguas arriba, en y aguas abajo del embalse, solo en pocos casos se evaluó el cambio global de la biota del río antes y después de la construcción del embalse.

Las llanuras de inundación se afectan drásticamente con la construcción y operación de embalses y consecuentemente, alteran los servicios ecosistémicos de regulación y la biota acuática. Para garantizar el funcionamiento de las llanuras de inundación y evitar los impactos ecológicos asociados a esta fragmentación, se deberían mantener las condiciones hidrológicas aguas abajo de la presa.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abati, S., Minciardi, M.R., Ciadamidaro, S., Fattorini, S y Ceschin, S. (2016). Response of macrophyte communities to flow regulation in mountain streams. *Environ. Monit. Assess*, 188, 414.
- Abell, R., M. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras-Balderas, W. Bussing, M. Stiassny, P. Skelton, G. Allen, P. Unmack, A. Naseka, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J. Higgins, T. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. López, R. Reis, J. Lundberg, M. Sabaj Pérez y P. Petry. (2008). Freshwater ecoregions of the World: a new map of biogeographic units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58 (5), 403-414.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, 173, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G y Pelicice, F.M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res*, 173, 26–36.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., y Pelicice, F.M. (2007<sup>a</sup>). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Eduem: Maringá.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M y Gomes, L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol*, 68 (4), 1119–1132.
- Albert J., P. Petri y R. Reis. (2011). Major biogeographic and phylogenetic patterns. Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes. University of California Press. Londres, Inglaterra. *En: Albert J. y R. Reis (Eds.)*, 21-56.

- Ali, Z., Shelly, S.Y., Bibi, F., Joshua, G., Khan, A.M., Khan, B.N., y Akhtar, M. (2011). Peculiarities of Mangla Reservoir: biodiversity with sustainable use options. *J. Anim. Plant Sci.* 21, 372-380.
- Allan J.D. y Castillo M.A. (2007). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Dordrecht: Springer.
- Arantes, C. C., Fitzgerald, D. B., Hoeinghaus, D. J., & Winemiller, K. O. (2019). Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 37, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.009>.
- Asaeda, T., & Rashid, M. H. (2012). The impacts of sediment released from dams on downstream sediment bar vegetation. *Journal of Hydrology*, 430–431, 25–38. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.040>.
- Aula, I., Braunschweiler, H y Malin, I. (1995). The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil. *Sci. Total, Environ*, 175 (2), 97-107.
- Bahar, H. (24 de mayo, 2019). Hydropower. [EIA]. Recuperado de: <https://www.iea.org/tcep/power/renewables/hydropower/>
- Benjankar, R., Egger, G., Jorde, K., Goodwin, P y Glenn, N.F. (2011). Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. *J. Environ. Manag*, 92, 3058–3070.
- Benjankar, R., Jorde, K., Yager, E. M., Egger, G., Goodwin, P., & Glenn, N. F. (2012). The impact of river modification and dam operation on floodplain vegetation succession trends in the Kootenai River, USA. *Ecological Engineering*, 46, 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.05.002>.
- Bombino, G., Boix-Fayos, C., Gurnell, A.M., Tamburino, V., Zema, D.A., y Zimbone, S.M. (2014). Check dam influence on vegetation species diversity in mountain torrents of the Mediterranean environment. *Ecohydrology*, 7 (2), 678-691.

- Casado, A., Peiry, J.L., y Campo, A.M. (2016). Geomorphic and vegetation changes in a meandering dryland river regulated by a large dam, Sauce Grande River, Argentina. *Geomorphology*, 268, 21-34.
- Castello, L y Macedo, M.N. (2016). Large-scale degradation of the Amazon freshwater ecosystem. *Global Change Biol*, 22 (3), 990-1007.
- Ceschin, S., Tombolini, I., Abati, S y Zuccarello, V. (2015). The effect of river damming on vegetation: is it always unfavourable? A case study from the river Tiber (Italy). *Environ. Monit. Assess*, 1(187), 301.
- Ceschin, S., Tombolini, I., Abati, S., y Zuccarello, V. (2015). The effect of river damming on vegetation: is it always unfavourable? A case study from the River Tiber (Italy). *Environ. Monit. Assess*, 187 (5), 301.
- Chai, C., Yu, Z., Shen, Z., Song, X., Cao, X., y Yao, Y. (2009). Nutrient characteristics in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea before and after impoundment of the Three Gorges Dam. *Sci. Total Environ*. 407, 4687–4695.
- Colas, F., Baudoin, J. M., Chauvet, E., Clivot, H., Danger, M., Guérol, F., & Devin, S. (2016). Dam-associated multiple-stressor impacts on fungal biomass and richness reveal the initial signs of ecosystem functioning impairment. *Ecological Indicators*, 60, 1077–1090. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.027>.
- Cooper, A. R., Infante, D. M., Wehrly, K. E., Wang, L., & Brenden, T. O. (2016). Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. *Ecological Indicators*, 61, 646–657. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.016>.
- Cooper, A.R., (Master's Thesis). (2013). *Effects of dams on streams of the conterminous United States: characterizing patterns in habitat fragmentation nationally and fluvial fish response in the Midwest*. Michigan: State University.
- Crout, N., Kokkonen, T., Jakeman, A.J., Norton, J.P, Newham, L.T.H., Anderson, R., Assaf, H., Croke, B.F.W., Gaber, N., Gibbons, D., Jakeman, A.J., Voinov, A.A., Rizzoli, A.E., Chen, S.H. (2008). Chapter Two Good Modelling Practice. En

*Environmental Modelling, Software and Decision Support* (pp. 15–31). Amsterdam: Elsevier.

- Cucek, L., Klemes, J.J y Kravanja, Z. (2012). A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *J. Clean. Prod*, 34, 9-20.
- Domingues, R. B., Barbosa, A. B., Sommer, U., & Galvão, H. M. (2012). Phytoplankton composition, growth and production in the Guadiana estuary (SW Iberia): Unraveling changes induced after dam construction. *Science of the Total Environment*, 416, 300–313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.043>.
- Donohue, I y Molinos, J. (2009). Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes. *Biol. Rev.* 84, (4), 517-531.
- Elosegi, A y Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. España: Editorial Rubes.
- Emer, C., Venticinque, E.M., y Fonseca, C.R. (2013). Effects of dam-induced landscape fragmentation on amazonian ant-plant mutualistic networks. *Conserv. Biol*, 27 (4), 763-773.
- Fang, H., Chen, Y., Lei, H., y He, G. (2017). Analysis of biofilm bacterial communities under different shear stresses using size-fractionated sediment. *Sci. Rep.* 7.
- Fearnside, M.P. (2014b). Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazonian development. *Water Altern.* (WaA, 7 (1), 256-269.
- Fearnside, P. (2001). Environmental Impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia. *Environ. Manag*, 27 (3), 377-396.
- Fearnside, P. (2014a). Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Sci. Pol*, 38 (1), 164-172.
- Finer, M y Jenkins, C.N. (2012). Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLoS One*, 7 (4), e35126. Recuperado de: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035126>.

- Gao, B., Yang, D., Zhao, T., y Yang, H. (2012). Changes in the eco-flow metrics of the Upper Yangtze River from 1961 to 2008. *J. Hydrol*, 30 (38) 448-449.
- Gonzalo, C., & Camargo, J. A. (2013). The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of central spain. *Chemosphere*, 93(6), 1117–1124. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.032>.
- Grumbine, R.E y Pandit, M.K. (2013). Threats from India’s Himalaya dams. *Science*, 339 (6115), 36-37.
- Guarino, E.d.S.G., Barbosa, A.M.R y Waechter, J.L. (2012). Occurrence and abundance models of threatened plant species: Applications to mitigate the impact of hydroelectric power dams. *Ecol. Model*, 230, 22–33.
- Han, X., Feng, L., Hu, C., & Chen, X. (2018). Wetland changes of China’s largest freshwater lake and their linkage with the Three Gorges Dam. *Remote Sensing of Environment*, 204(October 2017), 799–811. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.023>.
- Hatten, J.R y Parsley, M.J. (2009) A spatial model of white sturgeon rearing habitat in the lower Columbia River, USA. *Ecol. Model*, 220, 3638–3646.
- Hatten, J.R., Tiffan, K.F., Anglin, D.R., Haeseker, S.L., Skalicky, J.J., Schaller, H. (2009). A Spatial Model to Assess the Effects of Hydropower Operations on Columbia River Fall Chinook Salmon Spawning Habitat. *N. Am. J. Fish. Manag*, 29, 1379–1405.
- Hughes, F.M.R. (1990). The influence of flooding regimes on forest distribution and composition in the Tana River floodplain, Kenya. *Appl. Ecol*, 27, 475-491.
- Hynes, H. B. N. (1972). *The ecology of running waters*. Ontario: University of Toronto Press.
- ICOLD. (septiembre, 2019). Dams. [International Commission on Large Dams]. Recuperado de: <https://www.icold-cigb.org/GB/dams/dams.asp>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Climate change 2001: the scientific basis; 2001 (Cambridge).

- Jacobsen, D., Milner, A.M., Brown, L.E y Dangles, O. (2012). Biodiversity under threat in glacier-fed river systems. *Nat. Clim Change*, 2 (5), 361-364.
- Jiang, H., Zhang, Q., Dong, R.M., Xiao, H., Wang, S., Jiao, L., Huang, L., Dong, C.Z., Zhang, C., y Dong, H. (2012). The response of potentially active planktonic Actinobacteria to the construction of three Gorges dam of the Yangtze River, China. *Geomicrobiol. J*, 29 (2), 114-23.
- Jiao, N.Z., Zhang, Y., Zeng, Y.H., Gardner, W.D., Mishonov, A.V., Richardson, M.J., Hong, N., Pan, D.L., Yan, X.H., Jo, Y.H., Chen, C.T.A., Wang, P.X., Chen, Y.Y., Hong, H.S., Bai, Y., Chen, X.H., Huang, B.Q., Deng, H., Shi, Y., y Yang, D.C. (2007). Ecological anomalies in the East China Sea: impacts of the Three Gorges dam? *Water Research*, 41, 1287-1293.
- Jiao, Nianzhi, Yao Zhang, Yonghui Zeng, Wilford D. Gardner, Alexey V. Mishonov, Mary Jo Richardson, Ning Hong, Delu Pan, Xiao Hai Yan, Young Heon Jo, Chen Tung Arthur Chen, Pinxian Wang, Yiyu Chen, Huasheng Hong, Yan Bai, Xihan Chen, Bangqin Huang, Hong Deng, Yang Shi, and Dechao Yang. (2007). "Ecological Anomalies in the East China Sea: Impacts of the Three Gorges Dam?" *Water Research*, 41(6), 1287-93.
- Jiménez-Segura, L. F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., Álvarez, J., & Gómez, D. (2014). *Biota Colombiana 15 (2)-Especial embalses y ríos regulados-2014*. 15(2), 3-25. Retrieved from [http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/9452/Biota\\_152\\_Em\\_balses\\_y\\_rios\\_regulados\\_Jul-dic-2014\\_Baja\\_2\\_p5-27.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/9452/Biota_152_Em_balses_y_rios_regulados_Jul-dic-2014_Baja_2_p5-27.pdf?sequence=1&isAllowed=y).
- Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 (6), 21-27.
- Kemenes, A., Forsberg, B.R y Melack, J.M. (2011). CO<sub>2</sub> emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J. Geophys. Res*, 116 (G3), 004.
- Kumar, A., Schei, T., Ahenkorah, A., Caceres Rodriguez, R., Devernay, J. M., Freitas, M., Hall, D., Killingtonveit, Å., Liu, Z., Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y.,

- Seyboth, K., Matschoss, P., Kadner, S., Zwickel, T., Eickemeier, P., Hansen, G., Schlömer, S. (2011). Hydropower. En *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. New York: Cambridge University.
- Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M y Zuanon, J.A.S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers. Conserv*, 25 (3), 451-466.
- Li, J., Dong, S., Liu, S., Yang, Z., Peng, M., & Zhao, C. (2013). Effects of cascading hydropower dams on the composition, biomass and biological integrity of phytoplankton assemblages in the middle Lancang-Mekong River. *Ecological Engineering*, 60, 316–324. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.029>
- Ligon, F.K., Dietrich, W.E y Trush, W.J. (1995). Downstream ecological effect of dams. *BioScience Ecology of Large Rivers*, 45 (3), 183-192.
- Ligon, F.K., Dietrich, W.E., Trush, W.J., 1995. Downstream ecological effects of dams:a geomorphic perspective. *Bioscience*, 45, 183-192.
- Liu, W., Liu, G., Liu, H., Song, Y., y Zhang, Q. (2013). Subtropical reservoir shorelines have reduced plant species and functional richness compared with adjacent riparian wetlands. *Environ. Res. Lett*, 8 (4), 10.
- Liu, Xuehua., Zhouyuan Li., Chenghao Liao., Qing Wang., Annah Zhu., Dong Li., Yajun Li., y Zhuo Tang. (2015). “The Development of Ecological Impact Assessment in China.” *Environment International*, 85.
- Lu, W., Lei, H., Yang, D., Tang, L., & Miao, Q. (2018). Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong River basin of Southeast China. *Journal of Hydrology*, 567(May), 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.034>.
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H y Graber, B.E. (2005). Scale-independent assessment of discharge reduction and riparian disconnectivity following flowregulation by dams. *Geology*, 31, 569–572.

- Marchant, R y Hehir, G. (2002). The use of AUSRIVAS predictive models to assess the response of lotic macroinvertebrates to dams in south-east Australia. *Freshw. Biol*, 47, 1033–1050.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Marqués, H., Dias, J. H. P., Perbiche-Neves, G., Kashiwaqui, E. A. L., & Ramos, I. P. (2018). Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological Conservation*, 224(May), 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>.
- Musil, J., Horký, P., Slavík, O., Zbořil, A., & Horká, P. (2012). The response of the young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale. *Ecological Indicators*, 23, 634–640. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.018>
- Naiman, R.J., Decamps, H y Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl*, 3, 209–212.
- Naiman, R.J., Decamps, H., y McClain, M.E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. San Diego, CA: Elsevier Academic Press.
- Naiman, R.J., Decamps, H., y Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl*, 3 (2), 209-212.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M y Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405-408.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M y Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308 (5720), pp. 405-408.
- Nilsson, Ch., Reidy, C., Dynesius, M., y Revenga, C. (2005). Fragmentation and Flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408.
- Nogueira, M.G., Ferrareze, M., Moreira, M.L., y Gouvêa, R.M. (2010). Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical–subtropical river (SE, Brazil). *Braz. J. Biol*, 70, 781-793.

- Odum, E. P y Warrett, G.W. (2006). Ecología regional: principales tipos de ecosistemas y biomas. En: *Fundamentos de Ecología* (pp. 424-427). México: Thomson.
- Officer CB y Ryther JH. (1980). The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar Ecol Prog Ser*, 3, 83-91.
- Palanques, A., Grimalt, J., Belzunces, M., Estrada, F., Puig, P., & Guillén, J. (2014). Massive accumulation of highly polluted sedimentary deposits by river damming. *Science of the Total Environment*, 497–498, 369–381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.091>
- Palau, A. (2006). Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers. *Limnética*, 25(1-2), 287-302.
- Palau, A., Batalla, R. Rosico, E., Meseguer, A., y Vericat, D. (2004). Management of water level and design of flushing floods for environmental river maintenance downstream of the Riba-roja reservoir (Lower Ebro River, NE Spain). *HYDRO 2004- A new era for Hydropower, October 18-20*, Porto, Portugal.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M y Pepin, D.M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *P. Nat. Acad. Sci. USA*, 104 (14), 5732-5737.
- Porvari, P. (1995). Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. *Sci. Total, Environ*, 175 (2), 109-117.
- Prats Rodríguez, J., Morales Baquero, R., Dolz Ripollés, J., & Armenol Baquero, J. (2014). Contributions from limnology to reservoir management. *Ingeniería Del Agua*, 18(1), 80. <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3145>.
- Rechisky, E.L., Welch, D.W., Porter, A.D., Jacobs-Scott, M.C y Winchell, P.M. (2013). Influence of multiple dam passage on survival of juvenile Chinook salmon in the Columbia River estuary and coastal ocean. *P. Nat. Acad. Sci. USA*, 110 (17), 6883-6888.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.F., Powell, J y Braun, D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alterations within ecosystems. *Conserv. Biol*, 10, 1163–1174.

- Roldán Pérez, G y Ramírez Restrepo, J. (2008). *Fundamentos de Limnología neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Rood, S.B., Braatne, J.H., y Goate, L.A. (2010). Favorable fragmentation: river reservoirs can impede downstream expansion of riparian weeds. *Ecol. Appl*, 20, 1664-1677.
- Sanches, P.V., Nakatani, K., Bialecki, A., Baumgartner, G., Gomes, L.C., y Luiz, E.A., (2006). Flow regulation by dams affecting ichthyoplankton: the case of the porto primavera dam, Parana River, Brazil. *River Res. Appl*, 22 (5), 555-565.
- Sanz, J.F., Hans, C.A., Fraile, J.J., Marcos, D., Puértolas, E., Puértolas, P., Sánchez, J.A., Sanz, M., Villa, J.J., Wilhelmi, J.R. (2008). *Energías renovables Energía Hidroeléctrica*. España: Prensas Universitarias de Zaragoza.
- Schelle, P., Collier, U., Pittock, J. (septiembre, 2004). Rivers at risk: Dams and the future of freshwater ecosystems, World wildlife fund (WWF). En *Proceedings of the 7th International River Symposium*, Brisbane, Australia.
- Schmolke, A., Thorbek, P., DeAngelis, D.L., Grimm, V. (2010). Ecological models supporting environmental decision making: A strategy for the future. *Trends Ecol. Evol*, 25, 479–486.
- Tockner, K., Schiemer, F., y Ward, J.V. (1998). Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquat. Conserv.: Marine Freshw. Ecosyst*, 8 (1), 71-86.
- Tombolini, I., Caneva, G., Cancellieri, L., Abati, S y Ceschin, S. (2014). Damming effects on upstream riparian and aquatic vegetation: the case study of Nazzano (Tiber River, Central Italy). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst*, 412,1–15
- Vannote R.L., Mishall G.W., Cummis K.W., Sedell J.R., y Cushing C.E. (1980). The river continuum concept. *Can JFish Aquat Sci*, 37, 130-137.
- Vinson, M.R. (2001). Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecol. Appl*, 11 (3), 711-730.

- Vorosmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467 (7315), 555-561.
- Wang, J., Li, C., Duan, X., Chen, D., Feng, S., Luo, H., Peng, Q., y Liao, W. (2014a). Variation in the significant environmental factors affecting larval abundance of four major Chinese carp species: fish spawning response to the Three Gorges Dam. *Freshw. Biol*, 59 (7), 1343-1360.
- Wang, L., Infante, D., Lyons, J., Stewart, J., y Cooper, A. (2011). Effects of dams in rivernetworks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Res. Appl*, 27, 473-487.
- Wang, Y., Jia, Y., Guan, L., Lu, C., Lei, G., Wen, L., y Liu, G. (2013). Optimising hydrological conditions to sustain wintering waterbird populations in Poyang Lake National Natural Reserve: implications for dam operations. *Freshw. Biol*. 58 (11), 2366-2379.
- Wang, Yufei, Xiaohui Lei, Xin Wen, Guohua Fang, Qiaofeng Tan, Yu Tian, Chao Wang, and Hao Wang. (2019). "Effects of Damming and Climatic Change on the Eco-Hydrological System: A Case Study in the Yalong River, Southwest China." *Ecological Indicators* 105, 663–74.
- Wang, Z.Y., Lee, J.H.W y Xu, M.Z. (2013). Eco-hydraulics and eco-sedimentation studies in China. *J. Hydraul. Res*, 51, 19–32.
- Webb, B.W., Hannah, D.M., Moore, R.D., Brown, L.E., y Nobilis, F. (2008). Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902-918. doi:10.1002/hyp.6994.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petreere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M.,

- Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj, M., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G.T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Soesbergen y A.v., Saenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351 (80), 128–129.
- Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., ... Ye, S. (2019). Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production*, 221, 480–489. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001>.
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Dai, J., Sang, L., Li, X., y Ye, S. (2017a). Responses of landscape pattern of China's two largest freshwater lakes to early dry season after the impoundment of Three-Gorges Dam. *Int. J. Appl. Earth Obs*, 56, 36-43.
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Guo, S., Dai, J., Lu, L., Wei, Z., Xu, P., Li, F., Yuan, Y yHe, X. (2015). Effect of early dry season induced by the Three Gorges Dam on the soil microbial biomass and bacterial community structure in the Dongting Lake wetland. *Ecol. Indicat*, 53, 129-136.
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Zhang, J., Cai, Q., Huang, L., ... Shen, S. (2013). Changes of soil microbial biomass and bacterial community structure in Dongting Lake: Impacts of 50,000 dams of Yangtze River. *Ecological Engineering*, 57, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.038>.
- Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Zhang, J., Cai, Q., Huang, L., Li, X., Zhu, H., Hu, C y Shen, S. (2013). Changes of soil microbial biomass and bacterial community structure in Dongting Lake: Impacts of 50,000 dams of Yangtze River. *Ecol. Eng*, 57, 72-78.
- Wu, Haipeng, Jin Chen, Jijun Xu, Guangming Zeng, Lianhai Sang, Qiang Liu, Zhengjie Yin, Juan Dai, Dacong Yin, Jie Liang, y Shujing Ye. (2019). “Effects of Dam Construction on Biodiversity: A Review.” *Journal of Cleaner Production*, 221, 480–89.
- Xu, C., & Li, Y. (2019). Effect of flow-sediment regime on benthic invertebrate communities: Long-term analysis in a regulated floodplain lake. *Science of the Total Environment*, 649, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.308>.

- Yang, N., Li, Y., Zhang, W., Wang, L., & Gao, Y. (2019). Reduction of bacterial integrity associated with dam construction: A quantitative assessment using an index of biotic integrity improved by stability analysis. *Journal of Environmental Management*, 230(August 2018), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.071>.
- Yarnell, S.M., Lind, A.J y Mount, J.F. (2012). Dynamic flow modelling of riverine amphibian habitat with application to regulated flow management. *River Res. Appl*, 28, 177–191.
- Yin K, Qian P-Y, Wu MCS, Chen JC, Huang L, y Song X., (2001). Shift from P to N limitation of phytoplankton growth across the Pearl river estuarine plume during summer. *Mar Ecol Prog Ser*, 221, 17-28.
- Zhang, Z, Shen, Z, Han, H. (2004). *Environmental Assessment Science*. Higher Education Press, Beijing (in Chinese)