

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

Facultad de Ciencias Ambientales y Rurales

Maestría en Gestión Ambiental



TESIS

**DISEÑO DE UN ESQUEMA DE COMPENSACIÓN EN ECOSISTEMAS
ACUÁTICOS CON INTERRUPCIÓN TRANSVERSAL DEL CAUCE, ESTUDIO
DE CASO RÍO RANCHERÍA**

PRESENTADA POR:
MÓNICA ROCÍO BAYONA ARENAS
Título profesional

TRABAJO DE TESIS

Presentado como requisito parcial para optar al título de Magíster en Gestión Ambiental

DIRECTOR:
EFRAÍN DOMÍNGUEZ
Ingeniero Hidrólogo, MSc. PhD

**Bogotá D.C.
Marzo, 2015**

NOTA DE ADVERTENCIA

"La Universidad no se hace reponsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará por que no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y por que las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia".

Artículo 23 de la Resolución N°13 de julio de 1946.

**DISEÑO DE UN ESQUEMA DE COMPENSACIÓN EN ECOSISTEMAS
ACUÁTICOS CON INTERRUPCIÓN TRANSVERSAL DEL CAUCE,
ESTUDIO DE CASO RÍO RANCHERÍA**

MÓNICA ROCÍO BAYONA ARENAS

APROBADO

EFRAÍN DOMÍNGUEZ
Ingeniero Hidrólogo, MSc. PhD
Director

ARMANDO SARMIENTO LÓPEZ
Director de Departamento de Ecología y
Territorio
PUJAVERIANA
Jurado

**DISEÑO DE UN ESQUEMA DE COMPENSACIÓN EN ECOSISTEMAS
ACUÁTICOS CON INTERRUPCIÓN TRANSVERSAL DEL CAUCE,
ESTUDIO DE CASO RÍO RANCHERÍA**

MÓNICA ROCÍO BAYONA ARENAS

Maria Adelaida Farah Quijano
PhD. Estudios del Desarrollo
University of East Anglia
Decano Facultad de Estudios Ambientales y
Rurales

José María Castillo Ariza
Magíster en Gestión Ambiental
Director de Maestría en Gestión Ambiental

Tabla de contenido

Introducción.....	1
Capítulo 1. Generalidades.....	3
1. Descripción del problema.....	3
2. Objetivos.....	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.2 Objetivos específicos	5
Capítulo 2. Marco teórico.....	6
2.1 Ecosistemas fluviales	6
2.1.1 Aspectos físicos que influyen en los ecosistemas fluviales.	7
2.1.2 Ensamblajes bióticos de los ecosistemas acuáticos.	11
2.2 Interrupción transversal de cauces	13
2.3 Compensaciones ambientales	15
2.3.1 Compensaciones de biodiversidad.	15
2.3.2 Tipos de compensaciones.....	17
2.3.3 Esquemas legislativos.	19
Capítulo 3. Metodología.....	21
Capítulo 4. Impactos ambientales en ecosistemas acuáticos intervenidos	23
4.1 Impactos reportados a nivel internacional	23
4.1.1. Alteración del régimen de caudales.	24
4.1.3. Reducción de la biodiversidad acuática.	28
4.1.4. Pérdida de las cualidades físico-químicas.....	30
4.2. Impactos ocasionados en Colombia.....	31
4.2.1 Marco normativo para la gestión de recursos hídricos en Colombia.	33

Capítulo 5. Régimen de caudal ambiental como medida de mitigación	45
5.1 Cuenca del río Ranchería	45
5.1.1 Características climatológicas.....	47
5.2.2 Propuesta para la definición de un régimen ambiental de caudal.	48
5.2.3 Biodiversidad.	52
5.2.4 Componente socio-económico y cultural.....	55
5.2 Propuesta para la mitigación de impactos.....	56
5.2.1 Restauración vegetal.	56
5.2.2 Protección física de la cuenca.	57
5.2.3 Medidas para amortiguar la pérdida de diversidad.	58
5.2.4. Acciones para enfrentar las alteraciones en la calidad del agua.	60
5.2.5. Propuesta de carácter socio económico y cultural.	61
5.2.6 Medidas de seguimiento.....	62
Capítulo 6. Esquemas de compensación.....	65
5.1 Programas para el tratamiento de impactos residuales	67
5.2 Criterios para la compensación de impactos.....	68
5.3 Formulación metodológica de un esquema de compensación en el Río Ranchería	71
5.3.1 Conservación de los tramos de la cuenca.	72
5.3.2 Recuperación de las riberas del cauce.	73
5.3.3 Manejo y transferencia de los ensambles ícticos.....	74
5.3.4 Planificación del caudal ambiental.	76
5.3.5 Establecimiento de un plan de financiamiento.	78
Conclusiones y recomendaciones.....	81

Bibliografia.....	83
-------------------	----

Lista de Figuras

Figura 2-1. Aspectos Físicos Relevantes en los Sistemas Lóticos.	8
Figura 2-2. Escalas de influencia del Cauce en un sistema lótico.....	10
Figura 2-3. Pirámide de jerarquización y compensaciones de biodiversidad. Fuente: BID (2012).....	17
Figura 2-4. Opciones para la ejecución de compensaciones de biodiversidad. Fuente: Kate <i>et al.</i> (2011).....	18
Figura 4-1. Pérdida promedio de almacenamiento activo en tramos de ríos con embalses.	26
Figura 5-1. Cuenca del Río Ranchería.	46
Figura 5-2. Tendencia de datos anuales de caudal y precipitación en el río Ranchería.	49
Figura 5-3. Curvas de iso-percentiles diarios para la cuenca del Río Ranchería	50
Figura 5-4. Simulación de caudal mínimo con iso-percentil Q90% en el embalse El Cercado.....	51

Lista de Tablas

Tabla 2-1. Efectos ambientales potenciales durante la fase de operación de un embalse ...	13
Tabla 4-1. Efectos causados por alteración de las cuencas en algunas zonas del mundo ...	25
Tabla 4-2. Normatividad que rige el manejo y administración de los recursos hídricos en Colombia	35
Tabla 5-1. Características de la cuenca hidrológica del Río Ranchería	47
Tabla 5-2. Número total de órdenes, familias y especies halladas e identificadas en nivel de amenaza en la cuenca del Rio Ranchería.....	54
Tabla 5-3. Propuesta de revegetalización en el río Ranchería.....	57
Tabla 5-4. Medidas de protección física para el cauce del río Ranchería	58
Tabla 5-5. Acciones orientadas a la preservación de la flora y fauna asociadas al ecosistema de la cuenca del río	59
Tabla 5-6. Diseño para un esquema de atenuación socio económico y cultural durante la operación de la represa	61
Tabla 5-7. Plan de evaluación y monitoreo de las medidas de mitigación propuestas.....	63
Tabla 6-1. Evaluación económica para la implementación de medidas de compensación en El Cercado.	¡Error! Marcador no definido.

Resumen

Los ecosistemas acuáticos lóticos son esenciales para la vida y el bienestar económico de las sociedades humanas. La urgencia creciente de aliviar esta necesidad básica, ha conllevado a la alteración de estos ecosistemas de forma tal que los bienes y servicios que proveen se reducen aceleradamente. La construcción de embalses representa un ejemplo de los esfuerzos de la humanidad para abastecer los requerimientos de las ciudades, el sector agropecuario y la industria. A partir del estudio de caso del río Ranchería, se realizó un análisis de los impactos causados a cuencas hidrográficas con interrupción transversal del cauce, se indagó sobre la aplicabilidad del concepto de caudal ambiental en las condiciones actuales de este río y se delinearon las pautas metodológicas más relevantes para el diseño de un programa de compensación. Con el análisis de la información recopilada se concluye que en la cuenca del río Ranchería se deben incrementar los esfuerzos para mantener y proteger su integridad ecológica; se debe aumentar los esfuerzos para conocer de manera integral la dinámica del río y así incorporar el concepto de caudal ambiental en las medidas de mitigación; finalmente se recomienda definir las medidas de compensación basadas en las directrices metodológicas propuestas.

Palabras clave: caudal ambiental, mitigación, medidas de compensación

Abstract

Lotic aquatic ecosystems are essential for life and well-being economic of human societies. The increasing urgency to alleviate this basic need has involved the alteration of these ecosystems so that the commodities and services they provide are rapidly reduced. The construction of dams represents an example of the efforts of humanity to supply the requirements of cities, agriculture and industry. From the Rancheria river study case, an analysis of the impacts to watersheds with cross-channel interruption took place, was asked about the applicability of the concept of environmental flow in the current conditions of the river and methodological guidelines outlined most relevant for the design of a compensation program. With the analysis of the information collected this study concluded that Rancheria River basin should increase efforts to maintain and protect their ecological integrity; should increase efforts for a comprehensive assessment of river dynamics and thus incorporate the concept of environmental flow mitigation measures; finally recommended to define the compensation measures based on the proposed methodological guidelines.

Key words: environmental flow, mitigation, compensation measures

Introducción

El manejo de los recursos hídricos ha sido una necesidad de la humanidad, que ha venido intensificándose a nivel mundial como resultado del incremento poblacional y el desarrollo económico (FAO, 2013). Al ser un recurso limitado, se hace necesario poner en práctica el concepto de desarrollo sostenible en cada una de las actividades antrópicas que intervengan los ecosistemas acuáticos (Temple *et al.*, 2011).

La construcción de embalses son un ejemplo de cómo la humanidad ha logrado crear sistemas para resolver necesidades vitales, además de proveer agua para el consumo (Navarro, 2009), puede regular el flujo hídrico durante las época de sequía o de altas precipitaciones y posibilita la habitabilidad de lugares que naturalmente carecen de condiciones para los asentamientos humanos (Integrated Enviroments; Enviromental Resources Management; Applied Aquatic Research, 2012).

Sin embargo, con el desarrollo de estos proyectos se generan cambios ambientales irreversibles en áreas geográficas extensas, debido a que el área de influencia de un embalse modifica el régimen de caudal desde el límite superior de la presa y su recorrido aguas abajo hasta las regiones costeras donde desemboca (Casset, 2013). Durante la construcción de estas estructuras, se provocan impactos ambientales causados por el polvo, los caminos de acceso, la erosión, mala disposición de material pesado y desechos.

No obstante, el escenario de mayor degradación ambiental se presenta una vez el embalse se encuentra en funcionamiento: modificación ambiental del área inundada, alteración drástica del caudal, la fragmentación de los ecosistemas acuáticos y terrestres, desintegración de las relaciones socioculturales, así como los efectos ambientales sobre los

embalses como lo son la erosión, la acumulación de sedimentos y la eutrofización (Palacios & Vega, 2009).

En el caso del embalse el Cercado, las políticas agroindustriales, mineras y de infraestructura dirigieron sus esfuerzos a reactivar la economía de la región (Otero, 2013); sin embargo el detrimento ambiental y sociocultural que sustentan este proyecto no son asumidas a cabalidad por las entidades que las impulsan y llevan a cabo (Salinas, 2011).

El río Ranchería es un importante recurso hídrico que está íntimamente ligado con el valor cultural para las comunidades indígenas Wayuú, Wiwa y Kogui, así como en la regulación de los ecosistemas (Otero, 2013). En relación a esto último, Maya (2015) define este concepto como el balance de factores energéticos y alimenticios que determinan la formación de los biomas; en el caso del río Ranchería, los componentes hídricos, biológicos y ecológicos aseguran la existencia y el mantenimiento de páramos, bosques secos tropicales, matorrales espinosos subtropicales y manglares.

Es por ello que se hace imprescindible adelantar propuestas en lo concerniente a los impactos bióticos y físicos que sobre la cuenca del Río Ranchería ha provocado la construcción del embalse El Cercado. Esta investigación se propone conocer los impactos reales en los ecosistemas acuáticos con interrupción transversal del cauce, para formular un esquema de compensación que valide los estudios ambientales previamente realizados por las autoridades ambientales del país.

Capítulo 1. Generalidades

1. Descripción del problema

El uso del recurso hídrico en Colombia está se ha dedicado a satisfacer las necesidades de riego, agua potable y electricidad (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2010). Una forma de maximizar la obtención y productividad en la consecución de caudales apropiados para las actividades mencionadas anteriormente, es el represamiento de corrientes hídricas; ejemplo de esto son la Represa de Betania, con fines de uso eléctrico y La Presa el Cercado, con fines de uso de Riego. Según la FAO, en el año 2000 se contabilizaba en Colombia cerca de 90 embalses medianos y pequeños, con un volumen de almacenamiento de $3,4 \text{ km}^3$ y 26 embalses grandes con una capacidad total de cerca de $9,1 \text{ km}^3$ (FAO, 2000).

Actualmente, fenómenos sociales como el crecimiento poblacional, migración a las zonas urbanas, expansión de mercados energéticos y formulación de planes de desarrollo, la práctica de represamiento en cuerpos de agua lóticos ha ganado gran aceptación, impulsando proyectos de gran envergadura como las hidroeléctricas de HidroItuango (Antioquia), Quimbo (Tolima) e Hidrosogamoso (Santander) o distritos de riego como el embalse El Cercado (Guajira) que están modificando las dinámicas hidrológicas y biológicas de ríos como Cauca, Magdalena, Sogamoso y Ranchería.

Particularmente en el Río Ranchería, la construcción del embalse El Cercado se concibió como un proyecto multipropósito, como una iniciativa del Gobierno Nacional para garantizar el suministro este recurso a las comunidades menos favorecidas. Sin embargo, la

gestión de los ecosistemas acuáticos continentales carece de estrategias efectivas para preservar las propiedades biofísicas y compensar las dinámicas intrínsecas de estos cuerpos de agua.

Los macroproyectos asociados a la explotación del recurso hídrico tienen una alta repercusión en la hidrología, calidad del agua y redes tróficas que se suceden en los ecosistemas acuáticos lóticos, generando incrementos en la concentración de sólidos suspendidos y sedimentables, proliferación de macrófitas acuáticas en zonas de embalsamiento, interrupción de procesos migratorios de peces, cambios en la configuración del lecho, lo cual sumado a otros impactos sobre el cauce, tienen un efecto acumulativo y sinérgico a lo largo de los afluentes pudiendo traspasar los límites de cuenca.

De acuerdo a lo anterior, esta investigación cobra relevancia al intentar formular una propuesta de compensación viable para la recuperación y preservación de ecosistemas fluviales que han sido intervenidos, de forma que se pueda garantizar la sustentabilidad de sus recursos biofísicos, sin ignorar el bienestar económico y sociocultural que las comunidades obtienen de éste.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Desarrollar un esquema de compensación por interrupción transversal de cauces en proyectos de construcción y operación de embalses, basado en el estudio de caso del río Ranchería.

2.2 Objetivos específicos

- Describir los impactos generados en los ecosistemas acuáticos debidos a la construcción y operación de embalses, teniendo como referencia el estudio de caso del río Ranchería.
- Evaluar el establecimiento de caudales ambientales como medida para la mitigación de impactos por interrupción transversal de cauces en proyectos de construcción y operación de embalses, basado en el estudio de caso del río Ranchería.
- Diseñar un esquema de compensación en ecosistemas acuáticos en proyectos de construcción y operación de embalses, basado en el estudio de caso del río Ranchería.

Capítulo 2. Marco teórico

2.1 Ecosistemas fluviales

Los ecosistemas fluviales o sistemas lóticos son aquellos cuerpos de agua dulce que presentan una corriente evidente o un caudal (Allan & Castillo, 2007). Estos ecosistemas están constituidos por una red de quebradas, riachuelos, caños o cañadas a ríos de gran envergadura los cuales pueden desembocar en el mar u otro cuerpo de agua.

La importancia de los ecosistemas fluviales radica en la función que cumplen como “riñones” del planeta, puesto que conectan a nivel espacial y temporal la atmósfera, la tierra y el océano, transportando sedimento, organismos, sales y complejos tróficos, lo cual influye drásticamente en la acumulación de sedimentos en las placas continentales y demás procesos litológicos (Pozo, Elosegí, Diez, & Molinero, 2009).

Los ecosistemas fluviales se han delimitado en una unidad denominada *cuenca*, este término hace referencia al territorio que recorren aguas superficiales o subterráneas desde su nacimiento con otros afluentes, sus planicies de inundación y su desembocadura (MAVDT, 2002). Otros autores definen la *cuenca* hidrográfica un sistema abierto y dinámico, resultado de una interacción compleja de factores geológicos, topográficos, climáticos, bióticos y socio – económicos (Cantera, Carvajal, & Castro, 2009).

Con la intervención antrópica de los caudales naturales, se ha propuesto el concepto de caudal ecológico o ambiental para evaluar la cantidad de agua que puede extraerse de un río sin causar degradación del ecosistema lótico (Dyson, Bergkamp, & Scanlon, 2003). Según (Ormazabal, Jaime, Spalletti, & Brea, 2005), el caudal ambiental se define como el

caudal mínimo de un afluente para preservar los ecosistemas acuáticos y permitir el desarrollo socioeconómico.

En Colombia, el aprovechamiento de los recursos hídricos para beneficio de las comunidades, ha llevado a caracterizar la magnitud de los afluentes o su confluencia con otros cuerpos de agua como lo son la macrocuenca, cuenca o microcuenca (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 2014).

A partir de esta clasificación se determina el manejo y el ordenamiento del sistema: en el caso de las macrocuencas se crean Planes Estratégicos, instrumentos de planificación a largo plazo y de visión nacional; para las cuencas Programas Nacionales de Monitoreo del Recurso Hídrico o Planes de Ordenamiento y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA's) que tienen una visión regional y por último las microcuencas que tienen una resolución local y por ende son susceptibles de aplicar un Plan de Manejo Ambiental (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2010)).

2.1.1 Aspectos físicos que influyen en los ecosistemas fluviales.

El comportamiento de los ecosistemas fluviales, está determinado por la interacción de factores físicos, (Figura 2-1), procesos y sinergias de la cuenca (Martínez & Fernández, 2010). Los principales factores abióticos a considerar en los procesos de alteración biológica son:

- Clima: Es la descripción del “tiempo atmosférico” en un lugar o región dadas las condiciones de precipitación, humedad relativa, radiación solar, entre otros factores. Se determina a partir de los valores medios de los componentes mencionados, en

un período de tiempo de decenios (tres decenios aproximadamente). La repercusión del clima sobre las corrientes hídricas está dada por las tasas de precipitación y evapotranspiración que regula el ciclo del agua (Sabater, Donato, Giorgi, & Elosegí, 2009).

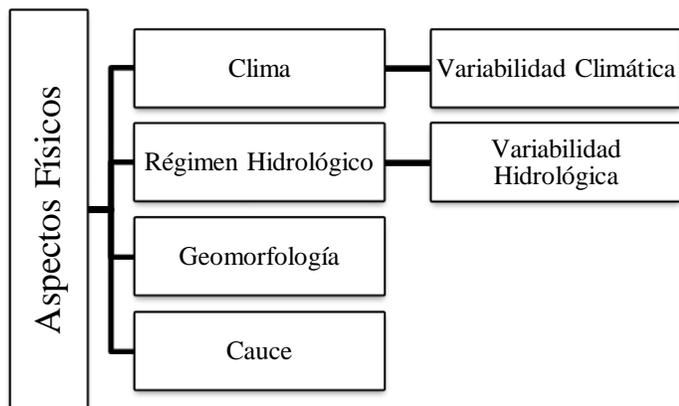


Figura 2-1. Aspectos Físicos Relevantes en los Sistemas Lóticos.

Fuente: Autora (2015)

La modificación en las condiciones promedio del clima en escalas espaciotemporales se conoce como variabilidad climática, la cual es resultado de procesos naturales y antropogénicos que la intensifican o inhiben (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007). Dependiendo de su ocurrencia en el tiempo, dicha variabilidad puede ser estacional, cuando la escala de esta fluctuación es mensual y cumplen ciclos anuales. En latitudes medias corresponde a las estaciones de invierno, primavera, otoño y verano, mientras que en latitudes tropicales ocurre alternancia entre temporadas de lluvia y sequía. Cuando se presentan perturbaciones climáticas en períodos relativamente cortos (30 – 60 días) la variación es intraestacional (Banco Interamericano de Desarrollo (BID), 2007).

Otra variación es la interanual, estas se presentan año a año; es decir, puede que la precipitación de una estación lluviosa varíe de año a año, fluctuando por encima o debajo de un promedio estimado (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007). Un ejemplo típico son los fenómenos del Niño - Niña, relacionados con la dirección del viento en la zona baja y media de la estratosfera ecuatorial, con un ciclo correspondiente a 25 – 36 meses. De otro lado, la interdecadal consiste en fluctuaciones del clima cada diez años, aunque la duración de estas oscilaciones es menor a las observadas en la escala interanual, por lo que pasan desapercibidas comúnmente (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007).

- Régimen hidrológico: Se entiende como la dinámica de caudales que se presentan en un lapso de tiempo determinado, donde el caudal hace referencia al volumen de agua que discurre en un cauce en un tiempo determinado (Martínez & Fernández, 2010). Actualmente se entiende que un afluente presenta diversidad de caudales en el transcurso del tiempo, relacionado con variables climatológicas, determinando la composición, estructura y funcionalidad del ecosistema fluvial (Izquierdo & Madroño, 2014).

Teniendo en cuenta que el caudal es considerado como el principal condicionante de la integridad de los sistemas lóticos (Martínez & Fernández, 2010), se ha desarrollado una metodología para su evaluación conocida como la RAC (Régimen Ambiental de Caudales). La definición propuesta en la declaración de Brisbane, cita tres componentes para determinar los caudales ecológicos, estos son cantidad, patrones temporales y calidad. Son precisamente los patrones cuantitativos y temporales de los flujos de agua que circulan por un río lo que se conoce como régimen de caudales (Martínez & Fernández, 2010).

- **Cauce:** La estructura física de los cauces es una de las propiedades que más influyen en el comportamiento de los ecosistemas acuáticos lóticos. Le proporcionan al sistema no solo particularidad frente a otros sistemas lóticos, con especial énfasis en sistemas tropicales, sino también determinan su metabolismo en cuanto a producción primaria, la velocidad de las aguas, la disposición de nichos, entre otros (Sabater, Donato, Giorgi, & Elosegí, 2009).

La forma transversal de un canal es consecuencia de la interacción entre el caudal y el sedimento, la erosión de los bancos que rodean el afluente, la influencia en la estabilización del terreno por parte de la vegetación riparia y la concentración de elementos alóctonos como troncos que proporcionan espacios donde la corriente varía su flujo (Allan & Castillo, 2007).

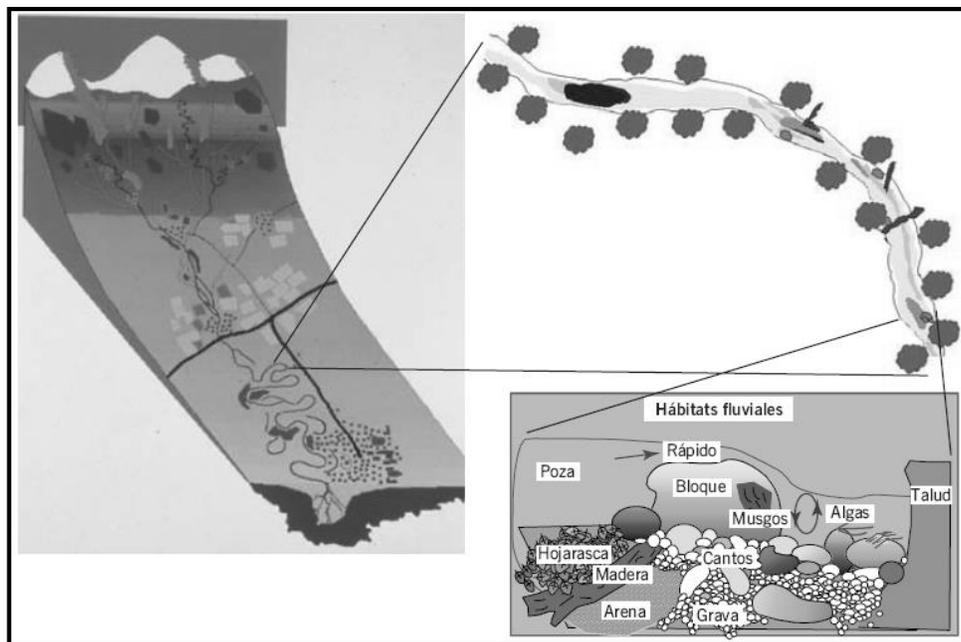


Figura 2-2. Escalas de influencia del Cauce en un sistema lótico
Fuente: Sabater *et al.* (2009).

La influencia de la forma, pendiente, y contenido del cauce en los sistemas lóticos se analiza a diferentes escalas (Figura 2-2) a escala macroscópica, es decir, de kilómetros a centenares de kilómetros, la morfología fluvial determina la distribución de especies con amplios rangos de dispersión como las especies de peces migratorias, sus refugios y hábitats. A escalas de tramo, entre unas decenas de metros y un kilómetro en el cauce, la existencia de rápidos y remansos determina la diversidad de hábitats para especies menores como macroinvertebrados bentónicos y la presencia de refugio para ovoposición y cría de alevinos. Ya a escala de unos pocos metros a centímetros, la composición del lecho del río conforma los sustratos y las condiciones para el asentamiento de ensamblajes microscópicos como el perifiton (Sabater, Donato, Giorgi, & Elosegi, 2009).

- **Geomorfología:** Hace referencia a la composición y estabilidad del sustrato sobre el cual fluyen los cuerpos de agua (Martínez & Fernández, 2010). Su evaluación permite determinar los procesos de erosión y sedimentación, reducción de meandro, pérdida de variabilidad hidráulica en el cauce o en la llanura de inundación, por ejemplo en ecosistemas intervenidos donde se prolongan los caudales altos (Poff, et al., 1997) o se realiza el corte de meandros y migraciones laterales (Richter & Richter, 2000).

2.1.2 Ensamblajes bióticos de los ecosistemas acuáticos.

A nivel ecológico, los ecosistemas acuáticos lóticos desempeñan un rol indispensable en el sostenimiento de redes tróficas acuático – terrestres dada la alta biodiversidad que contienen a lo largo de las trayectorias fluviales (Roldán & Ramírez, 2008; Sabater, Donato, Giorgi, & Elosegi, 2009). Esta alta diversidad biótica está contenida

en la variedad de hábitats (coriotopos) y nichos que proporciona el lecho del río, así como también la velocidad, el caudal y el material que transporta el mismo (Roldán & Ramírez, 2008).

Cabe resaltar que los ensamblajes acuáticos además de sustentar la fauna terrestre, constituyen parte de la cadena alimenticia que provee a poblaciones humanas establecidas en lugares lejanos o cercanos de las corrientes hídricas. Los ensamblajes bióticos que permiten evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos lóticos son según Casset (2013):

- Perifiton: Estas algas poseen ciclos de vida cortos y alta tasa de reproducción, sumado a esto, son productores primarios muy sensibles a contaminantes que no son percibidos por otros seres o que requieren altas concentraciones.

- Invertebrados: Son una comunidad de amplia distribución geográfica que se desarrolla en congregaciones donde los recursos alimenticios y las condiciones de refugio son favorables. Debido a que poseen patrones de movilidad bajos puede determinarse la magnitud de un impacto antes y después de un disturbio.

- Peces: Estos organismos conforman el último eslabón trófico en los ecosistemas acuáticos y esta característica los hace puntos de referencia del estado de los ecosistemas frente a intervenciones antrópicas o a dinámicas naturales (Roldán & Ramírez, 2008). Los atributos ecológicos de los ensamblajes lóticos (sensibilidad a estrés, dependencia del hábitat y agentes de biomagnificación) son componentes importantes para definir el índice de bioevaluación (IBI), el cual mide la integridad del ecosistema acuático al compararse con el hábitat natural de la región (Palacios & Vega, 2009).

2.2 Interrupción transversal de cauces

La construcción de diques para interceptar el curso del agua representa una medida viable para las comunidades carentes de este recurso, principalmente durante la época de sequía, asimismo provee la infraestructura de los sistemas de riego e impulsa la industria pesquera, energética y turística (Bustamante, 2008).

Sin embargo, la construcción de estos cuerpos de agua genera impactos ambientales y sociales que deben tenerse en cuenta para garantizar un desarrollo socioeconómico sustentable, pues con la interrupción de las trayectorias fluviales ocurre fragmentación de las comunidades bióticas, incrementa la inestabilidad meso y microclimática y se transforma la dinámica con los suelos asociados a las áreas ribereñas (Tabla 2-1).

Tabla 2-1. Efectos ambientales potenciales durante la fase de operación de un embalse.
Fuente: Autora (Adaptado de: Bustamante, 2008)

Zona aguas arriba	<ul style="list-style-type: none">▪ Cambios en el nivel freático, puede afectar la vegetación circunlacustre.
Zona Inundada	<ul style="list-style-type: none">▪ Pérdida de recursos edáficos.▪ Cambios en el uso del suelo.▪ Descomposición orgánica.▪ Eutrofización.▪ Pérdida de la biodiversidad por cambios del hábitat.▪ Sedimentación en tomas y descargas de agua.
Zona aguas abajo	<ul style="list-style-type: none">▪ Erosión en el cauce por disminución de sólidos en suspensión.▪ Pérdida de fertilidad en los suelos.

La alteración del nivel freático en la zona de aguas arriba varía de acuerdo con el nivel de las aguas retenidas, la permeabilidad del suelo y las características de los acuíferos locales, causando generalmente elevaciones en el nivel freático (Burgueño, 2002) y en el lecho del cauce (Ruiz, 2003). Esta situación supone cambios en el medio circundante que puede afectar de forma negativa la composición vegetal de la ribera, e inclusive promover cambios en el uso del suelo (Ruiz, 2003).

En el tramo del embalse se producen las mayores perturbaciones de carácter ambiental (Hernández, 2002), donde las nuevas condiciones del ecosistema favorecerán las especies florísticas y faunísticas más resistentes y oportunistas, los hábitats de las especies migratorias se obstruyen (Ruiz, 2003) e incrementa la emisión de gases de efecto invernadero causados por la descomposición de la materia orgánica inundada (Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente (AIDA), 2009).

Adicionalmente, en la zona de embalse ocurren procesos de sedimentación e hipoxia (producida por la estratificación térmica) que afectan negativamente la calidad físico-química del agua (Ruiz, 2003). En relación a ello, AIDA (2009) reporta que el 90% de los sedimentos que transporta la corriente se depositan en el embalse, lo cual reduce la capacidad de almacenamiento e incrementa la probabilidad de inhabilitar la entrega de agua dulce en los próximos veinticinco o cincuenta años.

Posteriormente, la zona de aguas abajo sufre una modificación drástica del régimen hídrico, lo cual disminuye el nivel freático, el contenido de sólidos en suspensión y el lecho del río (Burgueño, 2002). Esto se explica porque una menor turbidez del agua junto con el incremento de la velocidad con que es liberada potencializan la capacidad erosiva y un

retroceso en la formación de deltas y estuarios que dependen de los aportes de sedimentos (Ruiz, 2003).

2.3 Compensaciones ambientales

Según la Real Academia de la Lengua Española, “compensar” consiste en brindar un beneficio a costa de algún daño que se ha causado. En el ámbito ambiental, las compensaciones tienen relación con las actividades que provocan impactos residuales o no mitigables a partir del desarrollo de un proyecto licenciado en algún sector productivo (BB (Business and biodiversity offsets Programme (BBOP), 2009). Estos impactos residuales o no mitigables conllevan a pérdida de biodiversidad como consecuencia de la intervención extractiva en bosques, ecosistemas estratégicos, inundación de territorios, entre otros (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 2012).

Particularmente en los ecosistemas fluviales suceden cambios de forma periódica como respuesta a perturbaciones ambientales o geofísicas, pero una vez las alteraciones superan el límite que pueden controlar las propiedades de resiliencia y resistencia, el ambiente acuático no puede retornar a su condición inicial, debido a que su estabilidad depende de la interacción entre factores abióticos con las formas de vida que alberga (Sánchez, 2007).

2.3.1 Compensaciones de biodiversidad.

Una de las estrategias llevadas a cabo para disminuir los efectos ambientales residuales o no mitigables es la de aplicar medidas de compensación. Los impactos residuales son aquellos que permanecen después de que se han limitado de forma

sistemática los efectos negativos de los proyectos de desarrollo a través de medidas apropiadas de prevención, mitigación y restauración (Red de Fondos Ambientales de Latinoamérica y el Caribe (RedLAC), 2011).

Según Navarro (2014), el proceso para la gestión de estos riesgos se basa en un diseño espacio-temporal para verificar la ganancia neta (*'offset'*) asociada a la biodiversidad (composición de especies, estructura del hábitat, función ecosistémica, usos y valores de las comunidades); una vez se presente una pérdida neta nula en el valor de la biodiversidad, el objetivo de las compensaciones se habrá cumplido (Figura 2-3).

De forma general el diseño e implementación de las compensaciones de la biodiversidad se orienta por las siguientes primicias (Navarro, 2014):

- Lograr resultados de conservación medibles *in situ*.
- Generar resultados de conservación adicionales.
- Compensar los impactos residuales.

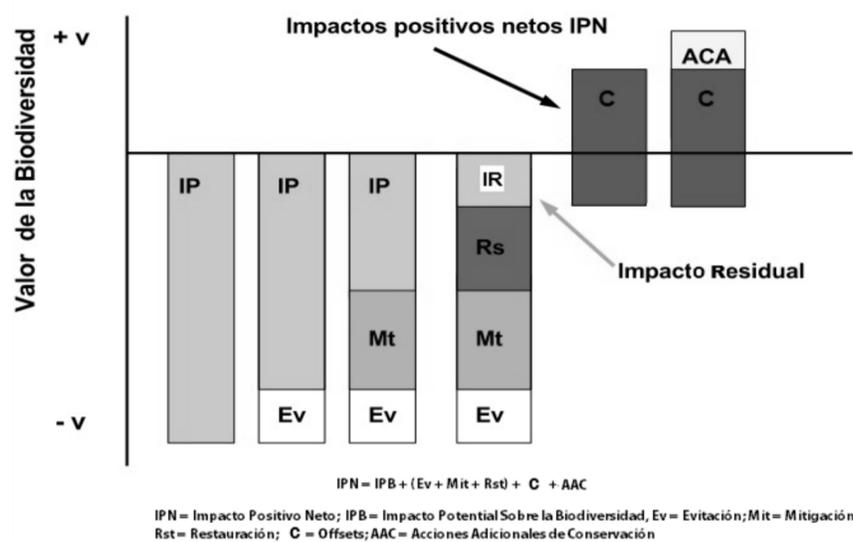


Figura 2-3. Pirámide de jerarquización y compensaciones de biodiversidad.
Fuente: BID (2012)

- Mantener un enfoque biológico, social y cultural de la biodiversidad.
- Asegura la participación de los actores involucrados.
- Compartir responsabilidades, riesgos y recompensas con el proyecto.
- Asegurar resultados a largo plazo.
- Comunicar los resultados de forma transparente y oportuna.
- Integrar conocimiento científico y tradicional.

2.3.2 Tipos de compensaciones.

Según Kate *et al* (2011), las compensaciones de biodiversidad (Figura 2-4) pueden clasificarse según su rango de influencia en:

- Individuales, cuando se diseñan específicamente para reducir los impactos no mitigables de un único proyecto.

- Agrupadas, en caso de que el objetivo fijado sea el de hacer frente a los efectos residuales de varios proyectos y se diseña un conjunto de medidas para la preservación.

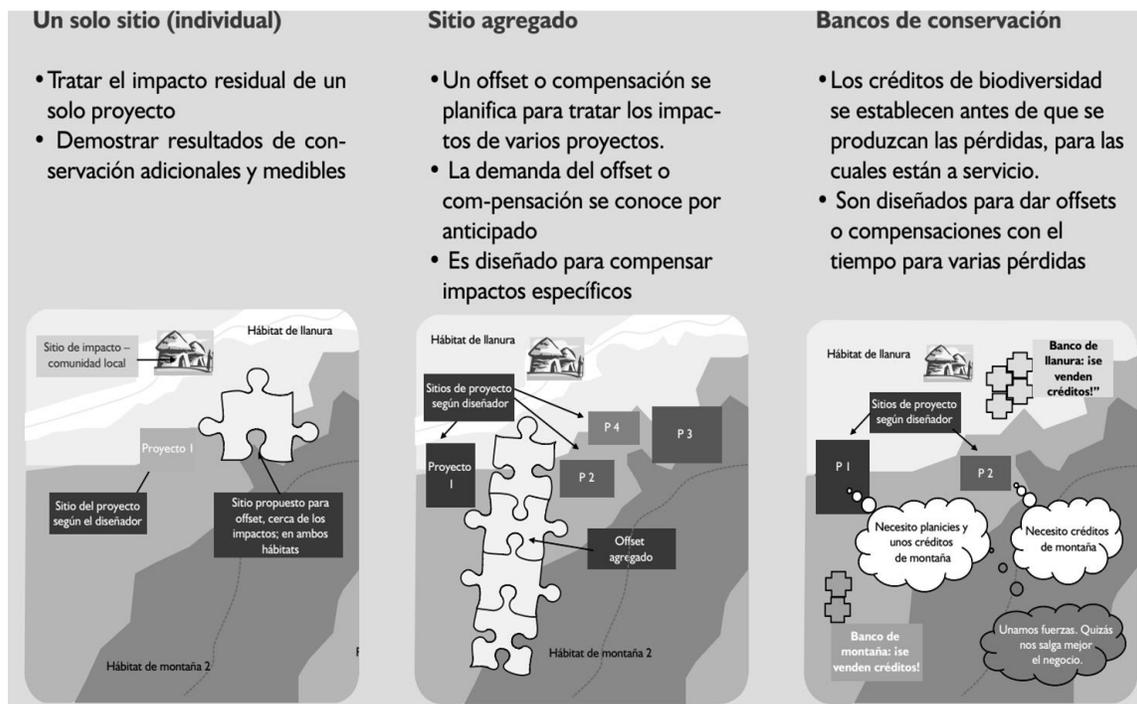


Figura 2-4. Opciones para la ejecución de compensaciones de biodiversidad. Fuente: Kate *et al.* (2011)

- Banco de conservación, está diseñado para compensar las pérdidas a las que incurrirán varios proyectos antes de que se produzcan.
- Un offset agregado es similar a un banco de conservación, salvo que en este último, los offsets requeridos por las pérdidas de biodiversidad no están determinados, y provee de espacios amplios que no están necesariamente conectados.

2.3.3 Esquemas legislativos.

El marco legal que posibilita el uso de las compensaciones vienen desarrollándose en varios países, según (Madsen, Carroll, & Moore, 2010), Alemania formuló en 1976 el "Eingriffsregelug" (Impact Mitigation Regulation), en 2007 La Unión Europea creó la Directiva Habitat Europea, España redactó la Ley 21 de 2013 sobre Evaluación de Impacto ambiental, en 2012 Brasil creó el Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC), en 2003 México formuló la compensación ambiental en áreas forestales con la Ley general de Desarrollo Sostenible y en 2009 el Fondo de Compensación Ambiental se originó con la Ley 3.341 en Argentina.

A manera general, las normas referentes a la gestión de riesgos ambientales y sociales con mayor aceptación mundial son las elaboradas por la Corporación Financiera Internacional (IFC). La norma de desempeño N°6 de la IFC, reconoce la necesidad de proteger y conservar la biodiversidad en hábitats intervenidos incluyendo en su legislación el aprovechamiento eficiente de los recursos y prevención de la contaminación, adquisición de tierras y reasentamiento voluntario, manejo de la biodiversidad y gestión de los recursos naturales existentes, entre otros (IFC, 2012).

En Colombia la legislación ambiental contempla en el Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad, medidas que garanticen la preservación de un área ecológicamente equivalente a la impactada, la cual es determinada mediante una evaluación rigurosa de los ecosistemas naturales que tienen características biológicas, ecológicas y paisajísticas similares a las del área afectada (MADS, 2014).

Según lo estipulado en su marco normativo se estima que las compensaciones en ecosistemas terrestres que debe realizar una empresa con interés en aprovechamiento forestal estarán relacionadas con “factores de compensación” con lo que se pretende cualificar el ecosistema afectado y por ende, la cobertura o área pertinente a compensar; esto factores de compensación oscilan entre cuatro (4) y diez (10), lo que significa que dependiendo de las características del ecosistema intervenido la empresa tendrá que compensar hasta diez (10) veces el área aprovechada.

Capítulo 3. Metodología

La propuesta metodológica se desarrolló en tres etapas teniendo en cuenta la necesidad de reconocer el estado actual del conocimiento que se ha desarrollado en torno a los impactos causados a los ecosistemas acuáticos, específicamente en ríos donde se han intervenido sus cauces para el desarrollo de embalses, generación de energía eléctrica, riego y agua potable.

En primer lugar, se realizó un análisis a partir de la producción bibliográfica desarrollada alrededor de impactos generados por la interrupción transversal de cauces sobre el ecosistema acuático en el contexto mundial y nacional, así como el contexto legal en el que se desarrollan estos proyectos (Fig. 2-5).

	1. Describir	2. Evaluar	3. Diseñar
Formulación	Conocer los impactos generados por la construcción y operación de embalses.	Valorar la aplicación del caudal ambiental como medida de mitigación.	Definir el establecimiento de un sistema de compensación.
Actividades	<ul style="list-style-type: none"> a. Investigación de impactos sobre ecosistemas acuáticos. b. Exploración del marco legislativo. c. Descripción del contexto en la represa El Cercado. 	<ul style="list-style-type: none"> a. Caracterización de la cuenca del Río Ranchería. b. Proyección de los impactos mitigables. 	<ul style="list-style-type: none"> a. Revisión bibliográfica en relación al tratamiento de impactos residuales b. Consulta de criterios para la compensación de impactos. c. Entrevista con expertos y mesas de trabajo.
Resultados	Análisis de los impactos ambientales ocurridos en ecosistemas acuáticos con interrupción transversal de caudal.	Propuesta para la mitigación de impactos mediante la definición del régimen ambiental de caudal en el Río Ranchería.	Esquema de compensación en la represa el Cercado.

Figura 2-5. Metodología del proyecto. Fuente: Autora (2015)

Adicionalmente, se estudió el caso de la represa El Cercado (Río Ranchería, Colombia), debido a la relevancia que ha cobrado en una de las regiones más deficitarias en el recurso hídrico del país, este proyecto persigue reactivar la economía de la región y el bienestar de las comunidades. Debido a su importancia, se realizó una descripción de los cambios que ha generado este proyecto sobre los ensambles hidrobiológicos y cualidades fisicoquímicas a partir de la información existente.

En segundo lugar, se describió la caracterización de la cuenca del Río Ranchería, a partir de estudios previos en sus componentes ambiental, hidrológico, climático, socioeconómico y cultural (Fig. 2-5). Con esta información, se realizó un análisis para determinar si la aplicación del concepto de cuenca ambiental podía asegurar la integridad ecosistémica del río. Esta observación junto con las alteraciones detectadas, constituyeron el insumo para definir los impactos mitigables.

Para finalizar, en tercer lugar se realizó una investigación de profundización en el tema del manejo de caudales ambientales, para ello se obtuvo información de literatura especializada y se consultó la opinión de expertos. Esto permitió puntualizar los criterios más relevantes para el diseño de un programa de compensación dirigido a la represa del Río Ranchería.

Capítulo 4. Impactos ambientales en ecosistemas acuáticos intervenidos

Los impactos ambientales generados por la construcción de presas han sido documentados por varios autores en los últimos años (Franssen, Stewart, & Schaefer, 2013; Stancich, 2003; Baigún, Oldani, & Van Damme, 2011). Desde cualquier perspectiva, sea social, económica o biótica, la construcción de embalses genera cambios drásticos en las dinámicas del territorio, obligando a la adaptación o extinción de especies, costumbres y medios económicos.

A fin de considerar en sentido amplio los efectos provocados en ecosistemas acuáticos, cuyo uso se concede a proyectos que interrumpen el cauce de ríos, en este capítulo se presenta una revisión de los cambios ocurridos a nivel mundial, así como un análisis del marco legislativo que posibilita el manejo de los recursos hídricos en Colombia y para finalizar, se expone el caso de la represa El Cercado, un proyecto sobre el Río Ranchería.

4.1 Impactos reportados a nivel internacional

El uso intensivo de los cursos de agua por las sociedades humanas suele presentarse por la simplificación de las redes de canales y la alteración de los cursos de agua, lo cual reduce la capacidad de resiliencia de los sistemas fluviales. Sabater y Tockner (2010) afirman que la regulación de los caudales afecta la geomorfología, el régimen hídrico, la organización funcional de los arroyos y los servicios ecosistémicos que se derivan de ellos, conduciendo a la simplificación y el empobrecimiento de estos ecosistemas.

La construcción de represas acarrea consecuencias peligrosas para los ecosistemas acuáticos, tanto en sus cualidades bióticas como abióticas (Tabla 4-1). Como se puede observar los cambios sobre el régimen natural de caudales de agua dulce, modifican notablemente la hidrobiología y geomorfología a través de varios mecanismos interrelacionados que operan en escalas espaciales y temporales.

4.1.1. Alteración del régimen de caudales.

El régimen de caudales es sumamente importante para determinar nichos ecológicos, calidad del agua y procesos de sedimentación (Parra, 2012), a la vez que condiciona la distribución y abundancia de especies. En el momento de represar un río, las dinámicas hidrológicas cambian totalmente; de un sistema lótico, se cambia a un sistema léntico con un caudal regulado aguas debajo de presa, inconsistente con los flujos y dinámicas naturales que son causa de graves daños ecológicos (Tabla 4-1).

En la evaluación realizada por Frazier *et al.* (2005) sobre los efectos de la regulación del río Murrumbidgee entre 1970 y 1998, se halló que aguas arriba los caudales medios incrementaron en un 10 %, mientras que los picos de inundación se redujeron del 21% al 46 %, adicionalmente se ha producido una redistribución estacional en la que el incremento de caudal ocurre en verano y otoño mientras disminuye en invierno y primavera. Aguas abajo, los caudales medios se han reducido de 8% a 46 %, los picos de inundación se redujeron de 16% a 61%, y el caudal ha disminuido en todas las estaciones. Esta situación conlleva a que los procesos tróficos y de productividad que se dan aguas abajo expresen cambios drásticos ya que los procesos ocurridos dependen de la dinámica aguas arriba como es el caso de los nutrientes, materia orgánica, sedimentos y organismos.

Tabla 4-1. Efectos causados por interrupción transversal de cauces en algunas zonas del mundo. Fuente: Autora (2015)

Impacto	Cuenca / País	Referencia
Alteración de Régimen de Caudales	Río Murrumbidgee (Australia)	Frazier <i>et al.</i> (2005)
Cambios en variables fisicoquímicas (OD y T°)	Río Missouri (EE. UU.)	Jones <i>et al.</i> (2011)
Sedimentación	Estados Unidos Río Lozoya (España)	Allan y Castillo (2007) Lopez <i>et al.</i> (2009)
Alteración de dinámica de nutrientes	Estados Unidos Río Arakawa (Japón) Río Kihansi (Tanzania)	Allan y Castillo (2007) Asaeda & Rashid (2014) Ideva <i>et al.</i> (2010)
Alteración de planicies de inundación aguas debajo de presa	Estados Unidos Río Pongolo (Suráfrica)	Allan y Castillo (2007) Merron <i>et al.</i> (1993)
Anoxia en la zona de hipolimnion	California Drinking Water Reservoirs (EE. UU)	Beutel (2003)
Alteración de Ictiofauna Migratoria	Río Yangtse (China) Río Paraná	Baigún y Olnadi (2005) Agostinho (1994) Agostinho y Gomez (2002) Vidal (2009)
Cambios en la pesca – pesquerías	Río Paraná	Baigún, Oldani y Van Damme (2011) Vidal (2009)
Alteración de migración de macroinvertebrados como Camarones de agua dulce	Puerto Rico	Pringle, Hemphill, McDowell, Bernarek y March (1999)
Deterioro de hábitat para cría de peces	Estados Unidos	Ruckerlshaus, Levin, Johnson y Kareiva (2002)
Detrimento en diversidad íctica	Río Paraná	Baigún <i>et al.</i> (2011)
Establecimiento de especies exóticas	24 tramos de ríos entre las cuencas del Gila y Lower Colorado (Arizona)	Stromberg <i>et al.</i> (2007)
Afectación a ensambles hidrobiológicos (Macroinvertebrados)	Río Idaho (EE.UU.) Río Colorado (EE.UU.) Río Saskatchewan (Canadá) Río Gunnison (EE.UU.)	Allan y Castillo (2007)

La pérdida de capacidad de almacenamiento en los embalses se debe principalmente al depósito de sedimentos, lo cual genera la posterior disminución para proveer agua (Allan

& Castillo, 2007). Este proceso ocurre cuando el curso de agua entra en contacto con la masa hídrica embalsada, lo cual produce una disminución abrupta de la velocidad que conlleva al depósito acelerado de las partículas más gruesas formando un "delta de cola" en el fondo del dique, mientras que las de granulometría intermedia se distribuyen en el vaso del embalse (Lopez, Marcé, Ordoñez, Irrutia, & Armengol, 2009).

Según Vannote *et al* (1980), un afluente puede considerarse como un *continuum*, cuyos procesos se dan diferenciados entre la cabecera y la desembocadura de éste y la sedimentación no es un asunto ajeno a este principio. Según la World Commission on Dams (WCD) (2000), las mayores tasas de sedimentación ocurren en represas mas pequeñas (con baja capacidad de almacenamiento) o ubicadas en los tramos más bajos de los ríos presentando las mayores tasas de pérdida de almacenamiento activo (Fig. 4-1).

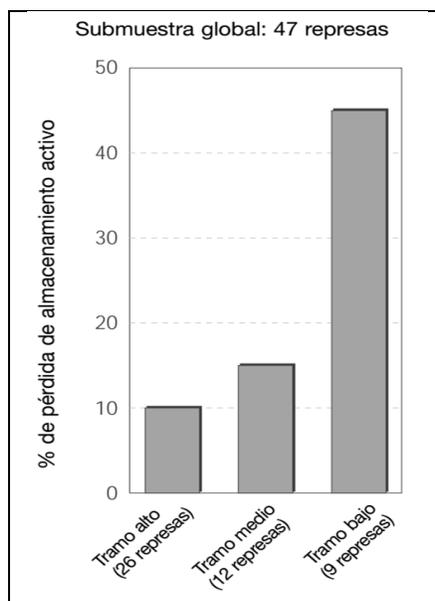


Figura 4-1. Pérdida promedio de almacenamiento activo en tramos de ríos con embalses. Fuente: World Commission on Dams (WCD)(2000)

A nivel mundial se estima que entre el 0,5% y el 1% del volumen de agua embalsada se pierde anualmente por la deposición de sedimentos, asimismo estudios

realizados en 547 represas de Estados Unidos indican que una cuarta parte tiene problemas de sedimentación (Sadler, Vanclay, & Verocai, 2000). Por consiguiente las deposiciones a largo plazo en los embalses deben ser abordados durante la gestión para posibilitar su capacidad de uso en el futuro.

4.1.2. Pérdida del hábitat.

Las especies acuáticas han adoptado estrategias evolutivas como respuesta del régimen natural de caudales. Entre los eventos que limitan la disponibilidad del hábitat están las sequías, los patrones de inundación, la estacionalidad y la previsibilidad, además de eventos particulares que son inherentes a las características del caudal (Tabla 4-1).

El Río Colorado, es un modelo de los sistemas hídricos altamente regulados y explotados, con dos embalses principales (lagos Powell y Mead) y otros 12 depósitos que almacenan y descargan el agua para maximizar la generación hidroeléctrica y el suministro de agua para uso agrícola, doméstico e industrial en siete estados del Oeste de los Estados Unidos y México (Baron, et al., 2003).

Hasta 1992 se reconoció la problemática ambiental de dicho río y hacia 1996, después de casi 15 años de estudio, fue generada una inundación experimental para lograr descubrir los cambios ocurridos en los caudales intervenidos. La investigación halló grandes poblaciones de truchas exóticas y una fuerte disminución de la temperatura en los diques Glen Canyon y Flaming Gorge, donde la población de insectos acuáticos se redujo justo bajo el dique; más de 20 años después, el número de especies es muy bajo (Baron, et al., 2003).

Esto ocurre con frecuencia porque las poblaciones de peces pueden mantenerse siempre que se mantenga el régimen natural de caudal, pero la interrupción artificial de este patrón interfiere con el desove y la alimentación de los peces (Allan & Castillo, 2007). Como ejemplo, los estudios en la dinámica poblacional de la ictiofauna en Phongolo han dado a conocer que cambios en los factores abióticos (nivel y temperatura del agua) y bióticos (especialmente la disponibilidad de alimentos) han modificado radicalmente la abundancia y biodiversidad de los peces (Merron, Bruton, & La Hausse de Lalouviere, 1993).

4.1.3. Reducción de la biodiversidad acuática.

El mantenimiento de la extensión y conectividad lateral de los ríos es esencial para la supervivencia de las poblaciones ribereñas, tanto así que los cambios provocados a los caudales promueven inclusive el desplazamiento de los organismos acuáticos migratorios. Bunn y Arthington (2002) indican que el cambio de uso de la tierra donde se hace la captación de los recursos hídricos se presentan cambios en uno o más aspectos del régimen del caudal que conllevan a la disminución de la biodiversidad acuática (Tabla 4-1).

Durante la etapa de llenado se produce un aumento brusco de la productividad del sistema debido a un masivo aporte de nutrientes y materia orgánica desde áreas inundadas, posteriormente, la producción generada es canalizada por especies detritívoras, herbívoras u omnívoras y una vez estabilizado el embalse, estas especies son desplazadas por otras mejor adaptadas a condiciones lénticas, en general representadas por un reducido número

de especies de pequeño porte y menor valor en las capturas (Baigún, Oldani, & Van Damme, 2011).

En el caso de las especies ícticas migratorias, una presa significa una barrera física que impide el desarrollo de fases del ciclo de vida como la reproducción y la cría de alevinos. En relación a ello, Baigún *et al* (2011), reportan que si bien existen mecanismos que buscan mitigar este impacto con el uso de escaleras, ascensores y canales artificiales, las especies que prevalecen son las de menor porte lo cual afecta directamente la actividad pesquera artesanal e industrial.

Cuando un afluente es represado y cambia su estado de aguas corrientes a aguas lentas, se espera que suceda un detrimento en la biodiversidad de estos ecosistemas, no obstante la falta de conocimiento (listado de especies, ecología, zonas de desove y ciclos reproductivos) acerca de los recursos hidrobiológicos en los afluentes sudamericanos, reafirma la desaparición de especies ícticas sin ser siquiera reconocidas científicamente. En el embalse de Yacyretá (Río Paraná), diez años después del llenado del embalse comienzan a predominar unas pocas especies como *Hemiodus orthonops*, *Pachyurus bonariensis* y *Trachydoras paraguayensis*, y disminuye la abundancia de especies migratorias de gran porte como el sábalo y la boga (Baigún & Olnadi, 2005).

Los impactos en el régimen de caudal se manifiesta en todos los grupos taxonómicos más amplios incluyendo las plantas ribereñas, invertebrados y peces. Las invasiones o especies exóticas tienen más probabilidades de tener éxito a costa de la biota nativa si los primeros se han adaptado al régimen de flujo alterado (Bunn & Arthington, 2002; Stromberg, et al., 2007; Asaeda & Rashid, 2014). Sin embargo, una dificultad que se pone de manifiesto es la capacidad de distinguir los efectos directos de los regímenes de

caudal modificados, con los impactos asociados al cambio de uso del suelo que a menudo suceden con las alteraciones antrópicas de los cuerpos hídricos.

4.1.4. Pérdida de las cualidades físico-químicas.

La construcción de represas también genera cambios en la calidad del agua (Tabla 4-1), puesto que los embalses pueden actuar como sumideros de nutrientes, interrumpiendo así el flujo de éstos aguas abajo (Ideva, Machiwa, Schiemer, & Hein, 2010). Así mismo en los depósitos de agua potable se han reportado condiciones anóxicas en el hipolimnion que liberan compuestos causantes de sedimentación incluyendo fosfatos, amoníaco, sulfuros, metil-mercurio, hierro y manganeso (Beutel, 2003).

En la llanura de inundación de un río regulado por una represa, la dinámica de nutrientes depende principalmente de la etapa de sucesión de la vegetación, de las condiciones iniciales del sustrato y de los procesos de transformación (Asaeda & Rashid, 2014). El estudio desarrollado por Ideva et al. (2010) en el río Kihansi, determinó que las concentraciones de nitrógeno y fósforo fueron más bajas en las estaciones de aguas abajo de la presa que en las estaciones aguas arriba, también se encontraron fracciones de fósforo, hierro y manganeso unido al sedimento del embalse sugiriendo la existencia de un potencial de retención de fósforo.

Otro aspecto que se modifica es la temperatura, la cual juega un papel importante en el movimiento del agua e influye en la productividad, biodiversidad, metabolismo de los organismos acuáticos y la disponibilidad de nutrientes (Jones, Knowlton, Obrecht, & Graham, 2011). Es así que las concentraciones de nitrógeno y fósforo a lo largo del río de

Kihansi fueron mayores durante la estación seca, que en la temporada de lluvias, puesto que las condiciones climáticas junto con la dinámica del oxígeno disuelto hacen posibles las reacciones bioquímicas, el ciclo de nutrientes y la distribución de la biota en la columna de agua (Ideva, Machiwa, Schiemer, & Hein, 2010).

4.2. Impactos ocasionados en Colombia

Colombia es uno de los pocos países que a nivel global ha sido favorecido en materia de agua; por su condiciones geográficas, variada topografía y régimen climático es una nación abundante en recursos hídricos (Márquez, 1996). Sin embargo, esta condición no libera al país de sufrir escasez de agua.

La realidad a la que el mundo se enfrenta es que los cuerpos de agua dulce se están agotando: Colombia estuvo incluida dentro de los primeros cinco países productores de agua en el mundo, ahora con el acelerado deterioro ambiental al que se han sometido sus afluentes, la clasificación a retrocedido en diez posiciones (Rankin, 2002). Ello se explica por la confluencia de problemas de gestión, contaminación y las causas subyacentes que generan efectos en los componentes del ciclo hidrológico, tanto en la calidad como en la cantidad del agua.

En Colombia se han construido 38 embalses (capacidad $> 10^6 \text{ m}^3$), con superficies que cubren hasta 11000 ha, de los cuales el 47% se encuentran entre los 1000 y 2000 msnm., 16% entre los 900 y 1000 msnm y el 37% entre 2500 a 3400 msnm (Márquez, 1996). Estos proyectos se han destinado para la generación de energía eléctrica, abastecimiento de agua

potable, riego y de forma indirecta la mayoría contribuye a actividades de recreación, turismo y pesca (Palacios S. R., 2013).

De acuerdo con la revisión de Vélez (2009) en relación con los problemas ambientales de embalses en Colombia, la corrosión en equipos de generación como los alabes de las turbinas afecta de forma general varias represas, como resultado de procesos de eutrofización y anoxia hipolimnética. Es el caso del embalse Muña, donde se han presentado mayores costos en el bombeo debido a la corrosión de túneles y equipos electromecánicos (Preciado, 1999).

Otro aspecto que dificulta la sostenibilidad de los embalses es la sedimentación debido a que la capacidad de almacenamiento de una represa disminuye con el depósito materiales arrastrados por las corrientes (Márquez, 1996). En Colombia la información sedimentológica de los embalses no está ampliamente documentada, puesto que los aforos establecidos solo miden la carga en suspensión pero no la de fondo y por ello la implementación de modelos para el estudio de la fracción gruesa depositada no es viable (Perea, 2013). Existen estudios en los embalses de Punchiná, Porce II, Riogrande II y La Fe, sin embargo, éstos se han enfocado en la estructura térmica que produce la turbiedad del embalse sin ahondar en los procesos físicos involucrados en la sedimentación (Perea, 2013).

Por otra parte, los cambios energéticos en el sistema acuático se manifiestan en otra alteración: la eutrofización del espejo de agua (Márquez, 1996). Como muestra de ello, este autor reportó que Betania mostraba altas concentraciones de fitoplancton y anoxia en el hipolimnion; y en el embalse del Muña, la abundante proliferación de macrófitas acuáticas (*Eichhornia crassipes*) además de cubrir la superficie constituían el hábitat de insectos que afectaban poblaciones cercanas.

Las principales fuentes de aporte a la eutrofización en Colombia son el abono y encalamiento en suelos de páramo y el uso excesivo de insumos agrícolas de síntesis química en las márgenes de las cuencas como ocurre en la lagunas de Tota y Fúquene (Vélez F. A., 2009). Esta situación altera a su vez la dinámica poblacional de la ictiofauna migratoria, que de acuerdo con Márquez (1996) afecta en un 57% la actividad pesquera de especies como el *Prochilodus magdalenae*, *Pimelodus blochii - clarias* y *Pimelodus Grosskopfii* en cuencas de los ríos Magdalena y Cauca.

Debido a que los embalses no se han concebido y administrado con planes integrales, varios de los problemas inherentes a estos proyectos se intensifican y según Vélez (2005) el potencial como fuente de bienestar y riqueza para la sociedad colombiana se ve limitado. En ese sentido, es indispensable reconocer que el deterioro de los sistemas acuáticos se deben a un problema de distribución, manejo y ordenamiento ambiental del territorio (Vélez H. , 2005). Por ello es necesario conocer, aplicar y revisar la normatividad diseñada para el manejo de los recursos hídricos.

4.2.1 Marco normativo para la gestión de recursos hídricos en Colombia.

“El derecho al agua es indispensable para llevar una vida digna. Es una condición previa a la realización de otros derechos humanos”. Esta fue la proclamación de la Organización de las Naciones Unidas - ONU- en el año 2002, donde se reconoce el acceso al agua como un derecho humano. No obstante, en el 2010 el Programa de Abastecimiento de Agua y Saneamiento de la ONU calculó que alrededor de 783 millones de personas en el mundo no pueden acceder a cantidades mínimas de agua potable y que un 37% no cuenta

con servicios sanitarios (UNICEF; World Health Organization, 2012). Estas condiciones llevan a que se presenten conflictos que, históricamente han determinado la subsistencia y evolución de sociedades fundadas cerca a los cuerpos de agua.

Las políticas nacionales e internacionales del agua han intentado mediar en estos conflictos, pero la búsqueda de una distribución justa para el acceso y gestión de las fuentes hídricas, ha quedado frustrada conformando un panorama global de grandes pérdidas ecológicas, socio económicas y culturales (Vélez H. , 2005). De modo que siempre se han presentado luchas por establecer políticas de manejo y acceso al agua (Gómez & Martínez, 2014). Por consiguiente, si bien es cierto que el aprovechamiento de los recursos hídricos garantiza un derecho vital, es preciso lograr el establecimiento de una verdadera *justicia hídrica* como proponen Gómez y Martínez (2014), donde todos los factores y actores involucrados en el uso del fluido vital sean igualmente tenidos en cuenta.

La legislación ambiental colombiana ha liderado la formulación de normas dirigidas a la protección del medio ambiente, con la adherencia a los principios de la Convención de Estocolmo de 1972, nace en 1974 el Decreto Ley 2811, conocido bajo el título del Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente (Tabla 3-2). Posteriormente, la participación en cumbres como la de Río de Janeiro de 1992 promueven la creación de entidades públicas para la administración de los recursos hídricos en el país creadas con la Ley 99 de 1993, así como las herramientas para la evaluación de los impactos ambientales: Licencias Ambientales (LA) y Estudios de Impacto Ambiental (EIA). Con la reglamentación de estos instrumentos, se definen las medidas de compensación mediante la Resolución 1526, donde se hace una primera aproximación para la recuperación de áreas forestales indicando que las medidas deben ejecutarse dentro de las

zonas afectadas o en zonas destinadas a programas de restauración; sin embargo en este punto no se hace mención de la adherencia a la jerarquía de mitigación (Díaz C. E., 2014).

Tabla 4-2. Normatividad que rige el manejo y administración de los recursos hídricos en Colombia. Fuente: Autora (2015)

Leyes	Descripción
Ley 23 de 1973	Art. 2. Declara al medio ambiente como un patrimonio común.
Decreto Ley 2811 de 1974	Art. 88. Se reglamenta uso de recursos hídricos por concesión Art. 92. Reglamenta condiciones de concesión.
Decreto 1594 de 1984	Art. 39. Criterios de calidad del agua para consumo humano. Art. 40. Criterios de calidad del agua para uso agrícola. Art. 42. Criterios de calidad del agua para recreación. Art. 45. Criterios de calidad del agua para preservación de flora y fauna.
Constitución Política de Colombia de 1991	Art. 8. El estado se obliga a proteger las riquezas culturales y naturales de la nación Art. 79. Derecho a gozar de un ambiente sano.
Ley 165 de 1994	Se adhiere al convenio sobre la Diversidad Biológica realizado en Rio de Janeiro (1992).
Ley 99 de 1993	Se crea la reglamentación de las licencias ambientales, los fondos Nacionales Ambientales.
Decreto 1729 de 2002	Se reglamenta la delimitación, uso y planificación de cuencas hidrográficas.
Ley 812 de 2003	Sección ocho: reglamenta sobre el sector ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Así como el presupuesto designado para proyectos por departamentos.
Decreto 1180 de 2003	Expone las normas que reglamentan las licencias ambientales: exigibilidad, estudio ambiental, procedimiento de obtención, modificación, revocatoria y seguimiento.
Decreto 2041 de 2014	Reglamenta el título VIII de la Ley 99(1993) para reforzar el procesos de licenciamiento ambiental en cuanto a la gestión de las autoridades y la responsabilidad ambiental.
CONPES 3680 de 2010	Consolida el Sistema Nacional de Áreas Protegidas como parte del proceso de ordenamiento territorial y expone las normas para la conservación de la biodiversidad in situ, la cultura material e inmaterial y la protección de espacios naturales.
Ley 1450 de 2011	Art. 206. Indica realizar la delimitación de las áreas de protección y conservación de los cuerpos de agua. Art. 210. Reitera la definición de las áreas que surten de agua a las comunidades para proteger los recursos hídricos.

	Art. 223 Reglamenta el estudio de los impactos ambientales. Art. 224. Ratifica el procedimiento de licencias ambientales.
Manual de compensaciones por pérdida de biodiversidad (2012)	Establece las compensaciones por pérdidas de biodiversidad teniendo en cuenta las equivalencias ecológicas de las áreas afectadas.

Otro instrumento que se generó para el desarrollo de la EIA fue el Decreto 1729 de 2002, el cual dio origen a los POMCA: Planes de Ordenación y Manejo de las Cuencas Hidrográficas, cuya unidad de análisis se debía centrar en la cuenca hidrográfica.

Posteriormente, en el 2012 se desarrolla el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad, el cual establece la adherencia a la jerarquía de mitigación y define las acciones para recuperar la biodiversidad que se ve afectada por impactos que no pueden ser evitados, corregidos o mitigados. Para su implementación en ecosistemas dulceacuícolas se contempla la ejecución de tres fases (MADS, 2014):

- ¿Cuánto compensar?: En esta fase busca calcular el área a compensar, para ello lo primero a tener en cuenta es la distribución de los ecosistemas con impactos no mitigables del mapa oficial de ecosistemas dulceacuícolas (bosques y áreas seminaturales, áreas húmedas continentales, superficies de agua).

Debido a que los impactos en los ecosistemas acuáticos se extienden a otras zonas que están interconectadas con éste, se ha determinado analizar los impactos mediante el cálculo de cuatro áreas: las impactadas por pérdida o transformación (A_{pt}), las de conectividad lateral (A_{LA}), las de conectividad longitudinal (A_{LO}) y aquella donde se presentan modificaciones en el régimen de flujo (A_{rf}).

Posteriormente, se asignan valores a cuatro factores de compensación determinados para ecosistemas dulceacuícolas (F_c), estos son la representatividad del ecosistema en el SINAP, la rareza, la presencia de especies sensibles y el servicio ecosistémico de oferta pesquera.

Una vez se han hallado las áreas impactadas y los factores de compensación se aplica la fórmula que determina el área total a compensar (A_c):

$$A_{c_i} = (A_{pt_i} + A_{LA_i} + A_{LO_i} + A_{rf_i}) * \sum F_{c_i}$$

- ¿Dónde compensar?: los criterios que determinan el lugar de la compensación establecen hallar un área igual a calculada y seleccionar una zona ecológicamente equivalente, bien sea en el área de influencia, en la red de drenaje del proyecto, en las áreas de jurisdicción de las autoridades ambientales regionales o en la sub-zona hidrográfica.

- ¿Cómo compensar?: desde el punto de vista de la conservación se debe apuntar a la crear áreas de protección públicas y privadas que se desarrollen en el marco de un plan de manejo, lugares destinados a la amortiguación de impactos y la promoción de acuerdos de conservación.

En relación con las actividades de restauración, se debe propender por que los ecosistemas lóticos recuperen la funcionalidad de sus servicios ecosistémicos, se restaure los cauces y lechos afectados por extracción de materiales y se restablezca la conectividad del sistema hidráulico a través de la rehabilitación geofísica de las riveras o taludes y el retiro de infraestructura que interfiere con la conectividad de los ecosistemas.

Adicionalmente, en ecosistemas lénticos, húmedos y áreas inundables, se propone

seleccionar sitios, desarrollar planes para la propagación y manejo de especies, definir escalas y jerarquías del disturbio y vincular a todos los actores locales.

Una vez los planes de Compensación sean formulados se deben someter a la autorización de las autoridades ambientales competentes (ANLA o AAR); posteriormente se deben llevar a cabo las actividades de compensación y presentar los respectivos informes para reportar los avances ante la autoridad ambiental. Durante la ejecución del plan de compensación las autoridades estarán en la obligación de monitorear y verificar el cumplimiento de las actividades, las cuales han de ser realizadas a cabalidad de modo que se garantice la ejecución de la compensación a lo largo del tiempo y así el proyecto logre obtener el certificado de cumplimiento de la compensación (MADS, 2014).

4.2.2. El caso de la represa el Cercado.

Las intenciones de realizar este proyecto datan desde 1987, cuando el Instituto Colombiano de Hidrología, Meteorología y Adecuación de Tierras (HIMAT) contrató la firma Ifagraria para realizar un estudio de factibilidad denominado "Proyecto de uso múltiple de las aguas del Río Ranchería". Dicho estudio fue actualizado en 1994 por la firma Ingestudios; dos años después, el Instituto Nacional de Adecuación de Tierra (INAT) solicita la licencia ambiental a Corpoguajira. En 1997 se revisa nuevamente el estudio de factibilidad y se ratifica la propuesta de Ifagraria.

Con la liquidación del INCORA y el INAT, el Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER) se apropia del proyecto, el cual se incorpora en el plan de desarrollo y se declara de importancia estratégica en 2005, en ese año se realizan consultas y audiencias

públicas a las localidades del área de influencia y finalmente Corpoguajira otorga la licencia ambiental a Incoder mediante las Resoluciones 3158 del 10 de agosto de 2005 y 4360 del 5 de diciembre de 2005.

La construcción de la represa se inició el 10 de enero de 2006 sobre la cuenca alta del Río Ranchería entre los municipios de San Juan del Cesar y Distracción. El 30 de noviembre de 2010 se finaliza la obra y se inicia el llenado de la presa en cuatro meses, pese a que la licencia se establecía un plazo de 5,66 años a un caudal de $1.06 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

- *Ensamblajes hidrobiológicos caracterizados en los periodos seco y húmedo.* La información relatada en este trabajo se obtuvo de la evaluación limnológica realizada por el Consorcio TC- TYPESA en 2013, para el programa de diagnóstico y seguimiento de la represa El Cercado fomentado por INCODER.

El periodo seco se evaluó en febrero de 2013 y la temporada húmeda en mayo del mismo año. Se definió un total de 12 puntos de muestreo: tres (3) aguas arriba del embalse el Cercado, seis (6) en la zona limnética y litoral del mismo, y tres (3) aguas abajo. Para la determinación de los ensamblajes hidrobiológicos se tuvieron en cuenta los complejos de macroinvertebrados bentónicos, algas perifíticas, plantas macrófitas, peces, fitoplancton y zooplancton.

El grupo de los **macroinvertebrados bentónicos** está constituido principalmente por los órdenes *Diptera* y *Ephemeroptera*. En las estaciones de aguas arriba del embalse, dípteros bioindicadores de aguas contaminadas pertenecientes a la familia *Chironomidae* predominaron en la época seca, mientras que en la temporada de lluvias se asentaron especies de la familia *Simuliidae*, lo cual indica que en este último periodo, los procesos de

descomposición orgánica se redujeron y mejoró el nivel de oxigenación. De otro lado, en las tres estaciones localizadas aguas abajo del embalse, no se observaron diferencias respecto a la composición, predominando la familia *Simuliidae* en ambos periodos de tiempo. La densidad y riqueza de los macroinvertebrados bentónicos en la zona limnética del embalse se redujo considerablemente frente a lo registrado en la temporada seca, debido a los bajos niveles de oxígeno en las zonas profundas de éste, solo permanecen especies tolerantes pertenecientes a las familias *Chironomidae* y *Tubificidae*. Estos resultados están señalando que el ensamble de macroinvertebrados bentónicos esta adaptándose a condiciones de baja concentración de oxígeno y niveles de eutrofización.

Las **algas perifíticas** encontradas a lo largo del caudal se caracterizan por la dominancia de la clase *Bacillariophyceae*, cuyos géneros de microalgas son indicadoras de la polución hídrica. La estructura de esta comunidad es propia de aguas con alta concentración de materia orgánica, la cual durante el periodo húmedo disminuyó su abundancia y variedad, debido posiblemente al cambio frecuente del nivel que inhibió la colonización. Bajo esta situación las cianobacterias (*Chlorophyceae* y *Oscillatoria*) son las que durante el segundo periodo de evaluación han podido establecerse mejor aguas arriba y abajo, posiblemente como resultado de la acumulación de fósforo y mayor tolerancia a intervenciones; aunque, en la zona litoral de la cola del embalse, las algas verdes incrementaron en la época húmeda en relación con las cianobacterias dominantes, probablemente por una disminución en la concentración de nutrientes a causa del aumento en el nivel del embalse.

En el estudio de **macrófitas** se encontró que la familia *Podostemaceae*, una planta acuática con alto endemismo local, predominó en los dos periodos de muestreo, la cual es característica de ambientes con corrientes rápidas y lechos rocosos.

Respecto a la **ictiofauna**, durante el periodo seco *Astianax fasciatus* fue la especie más abundante aguas abajo, mientras *Caquetaia kraussii*, una especie tolerante a condiciones limitantes (amplia tolerancia a la salinidad, temperatura, alcalinidad, pH, dureza del agua, baja concentración de oxígeno) fue más numerosa aguas arriba y en la zona de embalse. Durante la temporada húmeda la represa presentó una disminución en la variedad y cantidad de especies, siendo *Caquetaia umbrifera* la especie más representativa en ese periodo y *Hoplias malabaricus* la más persistente en ambas evaluaciones posiblemente se deba a su de resistir bajas concentraciones de oxígeno. Durante la época seca y húmeda el **fitoplancton**, no modificó su estructura en los campos vertical y horizontal, esta comunidad registró una composición predominante de la clase *Zygnematophyceae* en todas las estaciones evaluadas, principalmente con el género *Staurastrum*, el cual se desarrolla en sistemas con baja conductividad, condiciones mesotróficas y niveles medios de pH.

Finalmente, la estimación de la comunidad del **zooplancton** no registró cambios en los espacios vertical u horizontal durante la temporada seca, donde abundaron copéodos de la clase *Maxillopoda*, organismos que se encuentran típicamente bajo condiciones meso-eutróficas. En contraste, durante la época húmeda la mayor densidad estuvo representada por rotíferos de la clase *Monogononta*, especies oportunistas tolerantes a la polución característicos de ambientes eutróficos.

- Características físico químicas reportadas en los periodos seco y húmedo. La evaluación de los atributos químicos *in situ* del Río Ranchería aguas arriba y abajo presentó durante el periodo seco un pH superior a 7 Ud y se incrementó de forma general en la temporada húmeda. Este es un parámetro que determina la viabilidad del consumo del agua en Colombia (Decreto 1594/1984), una vez fue aplicado a estos resultados sólo la faja de aguas arriba fue apta; aguas abajo, en la bocatoma de Fonseca el pH > 8,5 superó el valor fijado para consumo humano y doméstico. Una variable relacionada con este indicador es el oxígeno disuelto, el cual registró saturaciones superiores al 100% en la segunda temporada a la par que aumentó la alcalinidad del sistema.

Dentro del embalse la concentración de oxígeno necesario para la preservación de flora y fauna solo se cumple a nivel del epilimnio, aunque el espesor de esta capa se redujo en comparación con la temporada seca. Si bien el pH aumentó de forma general en mayo, las zonas más profundas contrastan con las superficiales por su acidez y condiciones anóxicas cerca al metalimnio, lo cual puede ser resultado de procesos de descomposición en esta área. Además, el incremento en el nivel del embalse en la segunda temporada, alteró la profundidad de los gradientes de oxígeno y temperatura, siendo significativa la diferencia entre las zonas de epilimnio e hipolimnio, donde la termoclina inicia desde los 5 hasta 10 m de profundidad.

En la zona central del embalse se presentó un leve aumento en la concentración de iones de la capa del metalimnio e hipolimnio, originado por la disminución de la temperatura en la temporada de lluvia. Superficialmente, la conductividad disminuyó en el segundo periodo posiblemente por la disolución de los iones en una mayor cantidad de agua, aunque de manera general, en ambas temporadas se presentó una baja conductividad.

Otros parámetros evaluados en laboratorio, determinaron que la calidad del agua en el Río Ranchería presentan mejores características aguas arriba, aunque para el consumo humano deben realizarse operaciones de depuración y potabilización, debido a que se detectó una alta presencia de coliformes totales (índice ICOMO: Índice de Contaminación Orgánica), que limitan su aprovechamiento. Con respecto a los valores de alcalinidad y dureza se determinó que las aguas del embalse fueron blandas y con baja disponibilidad para neutralizar ácidos. El índice ICOMI (Índice de Contaminación por Mineralización), calculado a partir de los valores de conductividad, alcalinidad y dureza reveló un nivel de contaminación bajo.

Estas fuentes hídricas presentan concentraciones aceptables de materia orgánica, como se reportó en los valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y COT (Carbono Orgánico Total) e inclusive los bajos niveles de DQO (Demanda Química de Oxígeno) son una prueba favorable en la calidad del agua. Las concentraciones de sólidos disueltos se mantuvieron generalmente constantes entre los periodos climáticos, a su vez esto se expresa en menos turbidez y el paso efectivo de la luz. Los sedimentos presentan alto contenido de materia orgánica oxidable y nitrógeno que se distribuyeron más homogéneamente entre las capas de estratificación del embalse durante el segundo periodo.

Debido a que se hallaron concentraciones de hierro y manganeso en el embalse, la protección de la biota asociada puede suponerse en riesgo de acuerdo con el artículo 45 (Decreto 1594 de 1984), pero de otro lado con el artículo 40 se aprueba el uso para riego. Otros elementos que caracterizan este cuerpo de agua son el nitrógeno y el fósforo, los cuales se encuentran distribuidos en el curso del cauce y el embalse determinando zonas oligotróficas y eutróficas respectivamente. De manera similar a la temporada seca, en el

segundo periodo la concentración de sodio fue mayor a la de calcio, la de magnesio y compuestos de cloruro se mantuvieron en el mismo rango y aunque se detectó presencia de sulfuros, estos se encuentran en una concentración mínima detectable que no restringe el uso de la columna de agua para consumo humano.

Teniendo en cuenta que la represa El Cercado es un proyecto reciente, es indispensable seguir realizando evaluaciones periódicas que permitan examinar los cambios y ejecutar acciones enfocadas a prevenir impactos relacionados con la sedimentación de la materia orgánica alóctona y biótica, la carga de nutrientes y de materia que se introduzcan por actividades antrópicas, así como las transformaciones en los ciclos biogeoquímicos.

Capítulo 5. Régimen de caudal ambiental como medida de mitigación

La regulación de caudales naturales con la construcción de represas se presenta como una opción para cubrir las necesidades hídricas de la población, sin embargo, el desconocimiento de las demandas futuras limita el aprovechamiento sustentable de este recurso. Buscando establecer una provisión de agua tal que se logre mantener la integridad del ecosistema acuático, se ha planteado como alternativa definir el caudal ambiental para el manejo adecuado de los cuerpos de agua dulce (Izquierdo & Madroño, 2014)

A continuación se hará una descripción del caudal ambiental del río Ranchería, entendiendo éste como una herramienta de gestión del recurso hídrico donde interactúan factores, procesos y sinergias de la cuenca (Diez & Burbano, 2006), para ello se caracterizan los componentes ecológico, biótico, hidrológico, geomorfológico, paisajístico y social a fin de exponer una propuesta de mitigación.

5.1 Cuenca del río Ranchería

El departamento de la Guajira es una de las zonas con mayor registro de déficit hídrico del país, por ello, el aprovechamiento de sus recursos hídricos es tan indispensable. El río Ranchería es uno de los más importantes, nace en la Sierra Nevada de Santa Marta en el páramo Chirigua (3817 m.s.n.m.), recorre en dirección noroeste nueve municipios (Riohacha, San Juan del Cesar, Distracción, Fonseca, Barrancas, Hato Nuevo, Albania, Maicao, Manaure) y desemboca en Riohacha sobre el mar Caribe (Figura 5-1). La cuenca ha sido definida por limitar al sur por el río Cañaverales y el arroyo Guatapurí, al Oriente

por el Brazo Yotomahana y el arroyo Purpurema, al norte con el Océano Atlántico y al Occidente con la quebrada Ovejas y el Río Tapias (POMCA, 2011).



Figura 5-1. Cuenca del Río Ranchería. Fuente: Otero (2013)

También se ha determinado que ocupa un área de 4240.37 Km², un perímetro de 433.6 km, la longitud principal del cauce abarca 380 Km, se encuentra en un rango de precipitación entre 500 a 2000 mm promedio anual (Tabla 5-1), con cotas máximas y mínimas de 4000 y 50 respectivamente (CORPOGUAJIRA, 2011).

Tabla 5-1. Características de la cuenca hidrológica del Río Ranchería

Cuenca alta	<i>Nacimiento:</i> río Chirigua hasta la entrada de la represa. <i>Área:</i> 624 Km ² . <i>Precipitación anual:</i> 1000 mm. <i>Tributario principal:</i> Quebrada Marocaso. <i>Formación geológica:</i> Acuitardos.
Cuenca media	<i>Extensión:</i> desde la represa hasta la estación Cuestecitas. <i>Área:</i> 2498 Km ² . <i>Precipitación anual:</i> 900 mm. <i>Tributario principal:</i> Arroyo Seco, Arroyo La Quebrada, Río Palomino. <i>Formación geológica:</i> Acuíferos de formación Cuaternaria (llanura aluvial y depósito aluvial al sur de la Falla de Oca) y Terciaria (Areniscas de Tabaco y formaciones cretácicas Aguas Blancas).
Cuenca baja	<i>Extensión:</i> Desde la planicie de la Falla de Oca hasta la desembocadura en el mar Caribe. <i>Precipitación anual:</i> 500 mm <i>Formación geológica:</i> Fosa basculada hacia el Oeste, acuíferos de formación Terciaria (Formación Minguí) y acuíferos de formación Cuaternaria.

5.1.1 Características climatológicas.

De acuerdo con los datos colectados en las estaciones climáticas de La Paulina (municipio de Fonseca) y Aeropuerto Almirante Padilla (municipio de Riohacha), se estipuló que la temperatura promedio multianual (periodo de 1984 a 2007) se encuentra en un rango de 27.9°C a 28.3°C, con una fluctuación mínima de 16.9°C a 25.3°C y una máxima de 36.6°C a 30.8°C. La velocidad del viento registra en el municipio de Riohacha es de 2.8 m·s⁻¹ y el brillo solar de 267,2 Hr·mes⁻¹ (Instituto Colombiano de Desarrollo rural (INCODER); Corporación Sol Naciente, 2011). En cuanto a la precipitación, se ha detectado un régimen bimodal que se presenta en los meses de abril a mayo y de septiembre a octubre, siendo este último periodo el de mayor pluviosidad; de forma general la precipitación mensual en la cuenca registró 982 mm, con una variación máxima de 1156 mm y un mínimo de 580 mm, lo cual caracteriza a la cuenca como una región semiárida.

Teniendo en cuenta que el río Ranchería transcurre a través de las regiones de la Media y Baja Guajira, es importante tener en cuenta que en esta última el déficit de

humedad se mueve en el rango de 1.150 y 1.750 mm, mientras que en la Sierra Nevada de Santa Marta, la evapotranspiración presenta una disminución con la elevación, siendo de 1.400 mm en el pie de la sierra y de 500 mm en los páramos (CORPOGUAJIRA, 2011).

5.2.2 Propuesta para la definición de un régimen ambiental de caudal.

En el estudio realizado sobre hidrología, hidrogeología y clima en la cuenca del río Ranchería, se contempló definir el régimen ambiental siguiendo la metodología hidrológica. La selección de este procedimiento se realizó teniendo en cuenta el tiempo de evaluación, el costo y la disponibilidad de los datos requeridos; reconociendo que esta propuesta equivalía a una etapa de reconocimiento, se sugirió la aplicación de metodologías más robustas que permitieran hacer una apreciación integral de los componentes del caudal (CORPOGUAJIRA; UAESPNN;C.I.C., 2011).

El procedimiento que siguieron consistió en hacer una revisión de las series temporales de caudales y precipitación de estaciones sobre el río Ranchería (El Cercado, Guaimito, Cuestecita) y analizar la consistencia de la información con curvas de doubles masas. Esto les permitió asegurar que no se presentaron errores sistemáticos en el proceso de medición, determinar que la calidad y consistencia de la información era aceptable para realizar los cálculos de caudales mínimos.

También fue propuesto el análisis de tendencia con pruebas paramétricas y no paramétricas, a partir de lo cual se encontró una tendencia negativa en la serie de la estación El Cercado (periodo 1966-2006), así como en la medición de precipitación anual,

esto permitió explicar que el caudal disminuyó como consecuencia de la disminución en las precipitaciones en la zona (Figura 5-2).

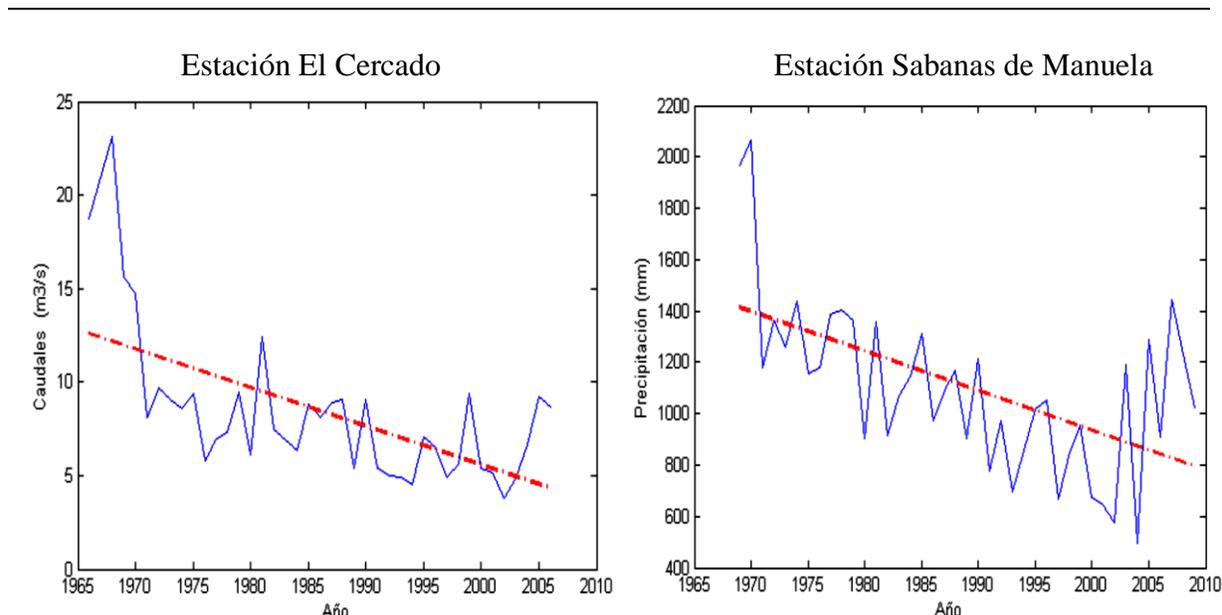


Figura 5-2. Tendencia de datos anuales de caudal y precipitación en el río Ranchería.
Fuente: (CORPOGUAJIRA; UAESPNN;C.I.C., 2011)

A partir de esos resultados se seleccionaron los datos reportados de la estación El Cercado para determinar el caudal mínimo que podría transitar por ese sitio. Para ello, se conformaron series de 366 caudales diarios a los que se les aplicó la función de probabilidad más apropiada usando los criterios MARE (Mean Absolute Relative Error) y Kolmogorov, el mejor ajuste se obtuvo con la distribución log-normal (ajuste máximo $MARE < 100\%$) a partir de la cual se generaron las curvas de iso-percentiles (Figura 5-3), cada una de las cuales es considerada un régimen de caudal mínimo (CORPOGUAJIRA; UAESPNN;C.I.C., 2011).

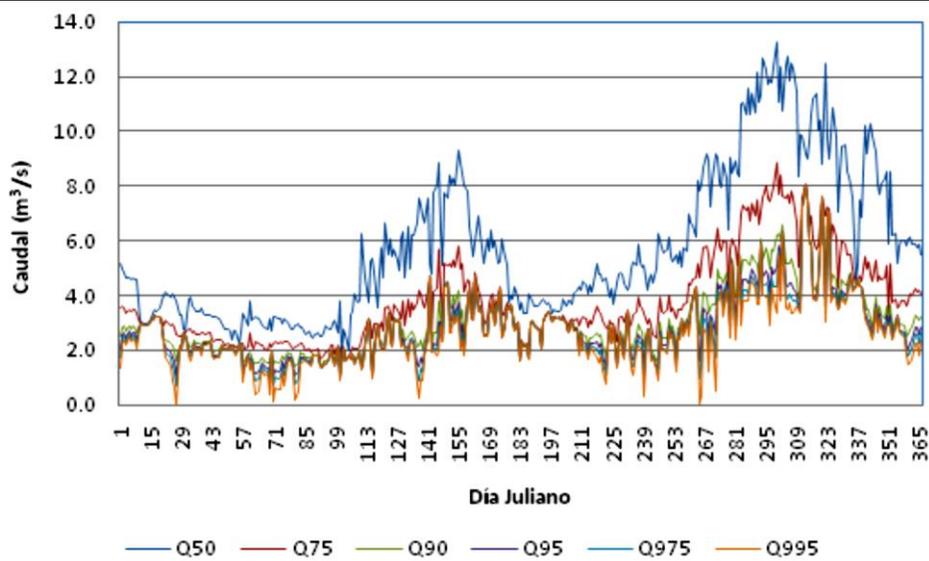


Figura 5-3. Curvas de iso-percentiles diarios para la cuenca del Río Ranchería. Fuente: (CORPOGUAJIRA; UAESPNN;C.I.C., 2011)

Sin embargo, para la selección de un régimen de caudal mínimo se deben poner en consideración varios aspectos que como se dijo anteriormente no se tuvieron en cuenta, tales como las prioridades de uso, la frecuencia de inundación de las planicies de inundación, los ciclos biológicos de los ensambles acuáticos, el grado de sedimentación o el flujo de nutrientes. No obstante, la modelación de escenarios a partir de la metodología hidrológica, constituye un insumo que puede ser usado en posteriores evaluaciones aunque no se recomienda como herramienta definitiva para la toma de decisiones.

En el estudio citado, se logró hacer una aproximación a la definición del régimen de caudal mediante la simulación de la operación de la represa, el cual se basó en el modelo de conservación masa con el fin de gestionar el volumen útil del embalse (menor a la capacidad total de almacenamiento y mayor al valor mínimo de acumulación), satisfacer las demandas diarias de los distritos de riego, la ocurrencia de fallas por incumplimiento del

caudal programado con todos los iso-percentiles calculados. Los escenarios con caudales mínimos de Q75% y Q90% mostraron los resultados más aceptables, teniendo en cuenta que el porcentaje de fallas no supera el 1% aunque solo puede cumplirse con el 50% de la demanda de los distritos de riego (Figura 5-4).

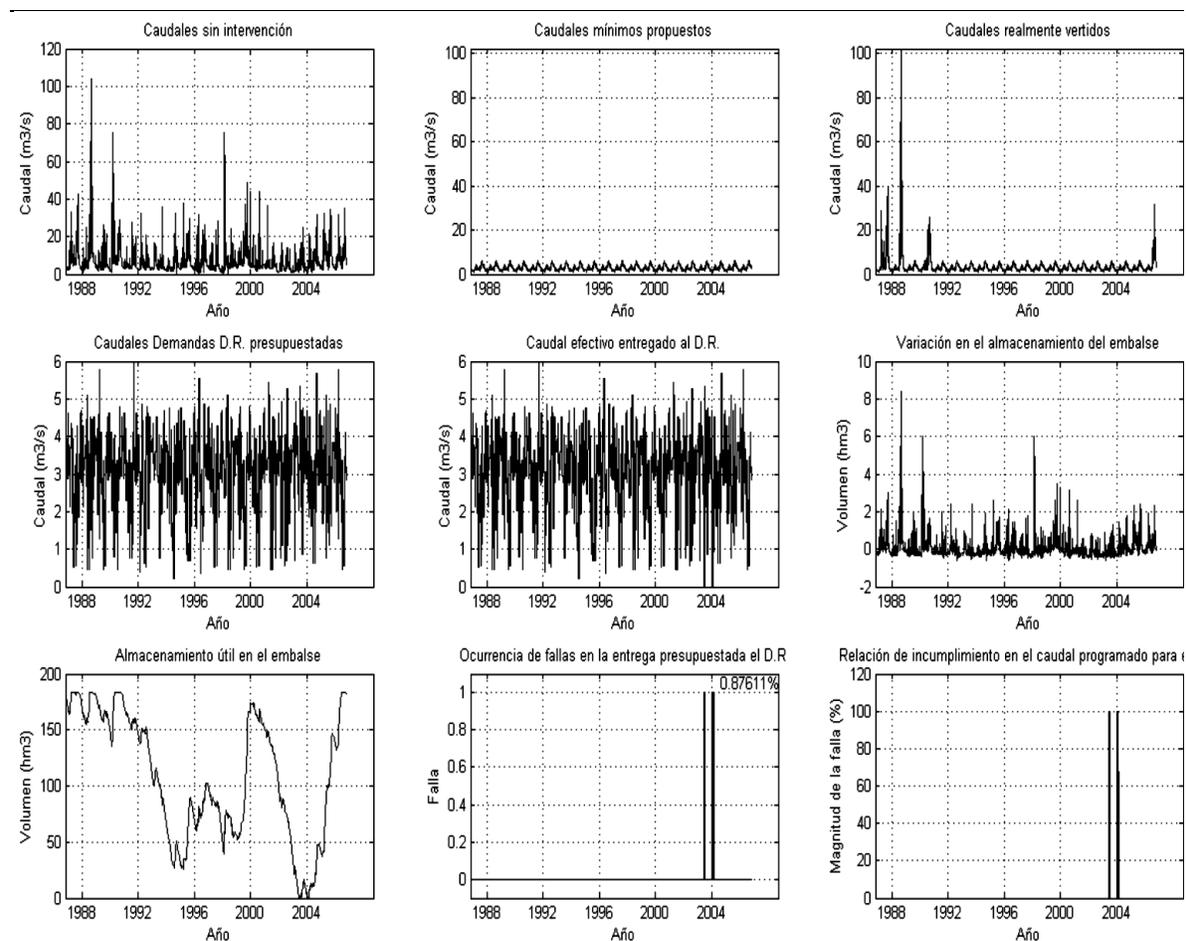


Figura 5-4. Simulación de caudal mínimo con iso-percentil Q90% en el embalse El Cercado. Fuente: (CORPOGUAJIRA, UAESPNN, C.I.C., 2011)

A partir de estos resultados se sugirió a la operación de la represa emplear estos regímenes, sin embargo, se considera que la aplicación del método hidrológico no es viable para el cálculo del caudal ambiental de la cuenca Ranchería, debido a que la variabilidad

hidrológica y ambiental de ésta es amplia, y la naturaleza hidrológica de las cuencas media y baja durante la época de sequía es deficitaria, como indica Rodríguez (2012) solo en los meses de alta precipitación logra depositar sus aguas al mar.

En consecuencia, al ignorar esta característica en los modelos se pueden generar resultados poco satisfactorios sobre los ecosistemas acuáticos, pues como explican Peñas *et al.* (2011), al aplicar un régimen de caudal mínimo mediante métodos hidrológicos se disipa la relación inversa existente entre la cantidad de hábitat y el tamaño del río.

5.2.3 Biodiversidad.

En el departamento de La Guajira la cuenca del río Ranchería es la corriente hídrica de mayor envergadura y complejidad ecosistémica, donde aún se presenta coberturas vegetales poco intervenidas como los bosques naturales (ocupan el 6.6%), la vegetación subtropical desértica (ocupan el 50.6%), las coberturas vegetales de humedales y manglares (CORPOGUAJIRA, 2011).

En la cuenca baja, la complejidad de microhabitats y coberturas vegetales albergan endemismos florísticos (*Belencita nemorosa* y *Esenbeckia alata*), que han sido reportadas como vulnerables por la destrucción de su hábitat (Rodríguez, 2012). Debido a la cercanía con la ciudad de Riohacha, en esta zona se incrementan los riesgos sobre el ecosistema de manglar, debido a la tala, a la contaminación con aguas residuales y acumulación de basuras. Así mismo, estos hábitats son sitios escogidos por bandadas de patos (*Anatidae*) o playeros (*Scolopacidae*) que realizan largas migraciones sobre el océano Atlántico (Consortio TC; TYPSA, 2013). Por eso se hace indispensable crear instrumentos de

planificación dirigidos a la protección de los manglares que albergan especies vulnerables, aves y mamíferos, ara contribuir al fortalecimiento de los servicios ambientales del sistema de humedales costeros de la península guajira.

Sobre la cuenca media (Albania, Hato Nuevo), los relictos boscosos que se conservan en buen estado ofrecen refugio para la fauna y flora, no obstante existe una creciente presión sobre las coberturas vegetales naturales a lo largo de las micro cuencas abastecedoras del rio Ranchería, principalmente por la ampliación de la minería a gran escala, la cual ha interrumpido el flujo genético y la conexión entre ecosistemas de la Sierra Nevada de Santa Marta y la Serranía del Perijá; en el manejo de la cuenca se debe propender por incrementar la conectividad de los bosques riparios entre estos dos sistemas montañosos (Consortio TC; TYPSA, 2013).

En la parte alta de la cuenca la principal amenaza es la expansión de la de ganadería y la siembra de monocultivos, estas actividades han contribuido a fragmentar el Bosque seco Tropical (Bs-T) en el pie de monte de la Sierra Nevada de Santa Marta, donde históricamente las condiciones de precipitación (17 °C promedio anual) y temperatura (250-2000 mm promedio anual) han sido óptimas para su establecimiento y desarrollo (Instituto Alexander von Humboldt (IAvH), 1998). Estudios sobre la resiliencia del Bs-T en la región Caribe han observado cambios sucesionales hacia la vegetación subxerofítica que luego de ser degradada, se establece vegetación xerofítica, lo que demuestra que la regeneración natural de un Bs-T fuertemente intervenido no garantiza el retorno a las condiciones iniciales (IAvH, 1998).

En relación con la fauna (Tabla 5-2), se ha determinado que la gran mayoría de especies de anfibios y reptiles son sensibles a perturbaciones climáticas y ambientales

debido a su baja movilidad y capacidad de adaptación, principalmente aquellas con hábitats específicos como los lagartos (*Bachia talpa* y *Anolis onca*) (Consortio TC; TYPSA, 2013).

Tabla 5-2. Número total de órdenes, familias y especies halladas e identificadas en nivel de amenaza en la cuenca del Río Ranchería. Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

Clase	Ordenes	Familias	Especies	Especies amenazadas		
				CR	EN	VU
Amphibia	1	5	10	1	2	3
Reptilia	3	16	47	2	1	0
Aves	14	34	161	0	2	7
Mammalia	9	16	27	2	0	1

Por otra parte, la avifauna de la cuenca está asociada con la diversidad de coberturas acuáticas y costeras, que le ofrecen una riqueza complementaria a las coberturas boscosas. Los riesgos que amenazan su supervivencia abarcan la falta de sentido de pertenencia de las comunidades y los grandes megaproyectos mineros que siempre alteran todos los aspectos de la dinámica ecosistémica (Consortio TC; TYPSA, 2013).

Respecto a los mamíferos, la cuenca alberga 27 especies distribuidas en 16 familias, de las cuales *Phyllostomidae* representa el mayor porcentaje. La pérdida de hábitat debida a la acción antrópica ha llevado a considerar dos especies en riesgo de amenaza (*Tapirus terrestris columbianus* y *Ateles hybridus hybridus*) y una en estado vulnerable (*Longa longicaudis*) que sumado a la estigmatización de los murciélagos (*Quiróptera*) por parte de la población residente, representa mayor peligro de extinción (Consortio TC; TYPSA, 2013).

5.2.4 Componente socio-económico y cultural.

Según CORPOGUAJIRA (2011) la mayoría de las comunidades de la Guajira tienen acceso al agua, sin embargo la calidad y continuidad de su suministro es limitada, ocasionado entre varias razones por la contaminación de los cuerpos de agua con vertimientos de origen doméstico e industrial, la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria y la ejecución de prácticas que degradan los bienes y servicios ambientales.

Alrededor de las cuencas, se ha observado que la frontera agrícola y ganadera se extiende hasta las orillas de los cauces, lo cual limita los procesos de regeneración de los ecosistemas riparios y disminuye la calidad del agua (CORPOGUAJIRA *et al.*, 2011). De otro lado con la ganadería extensiva y el sobrepastoreo, la pérdida de la cuenca hidrográfica del Ranchería es inminente: conduce a la compactación, afecta el crecimiento radical, el intercambio gaseoso del suelo, las tasas de infiltración, la germinación de semillas, la estructura del suelo, se reduce la microbiota edáfica y se promueven los procesos erosivos (Sadler *et al.*, 2000).

Las actividades agropecuarias se desarrollan bajo condiciones precarias, por lo que se deben hacer propuestas con la comunidad rural implicada (pequeños, medianos y grandes productores) para optimizar el uso hídrico y promover prácticas que generen valores agregados en el proceso productivo, donde se considere prohibir actividades que estropean los ecosistemas como la tala de los bosques riparios, la quema de las coberturas naturales y la caza de la fauna silvestre.

Con lo anterior no se pretende coartar ni perseguir los medios de subsistencia de la población, por el contrario se busca fomentar la seguridad alimentaria y el bienestar social

garantizando el manejo integral de la cuenca. Esto es factible siempre y cuando los actores involucrados (comunidades indígenas, afrocolombianas, campesinas, contratistas, representantes institucionales) propicien acciones encaminadas a enfrentar los impactos, asumiendo con responsabilidad el proceso de ordenación de la cuenca.

5.2 Propuesta para la mitigación de impactos

A partir de la caracterización general de la cuenca, los estudios de presiones y de riesgos, es importante resaltar que los problemas detectados por la construcción de la represa El Cercado han puesto en evidencia el proceso inicial de desintegración ecológica, hidrológica y social de la cuenca del Río Ranchería, por ello, es necesaria la definición de medidas de mitigación para prevenir, minimizar y restaurar la intensificación de impactos o la aparición de nuevas alteraciones de las cuales se hace una revisión a continuación.

5.2.1 Restauración vegetal.

Esta es una medida cuya implementación en áreas con alto riesgo de degradación, promueve la recuperación física y biológica de las cuencas (Díaz y Torres, 2001). Para la implementación de esta actividad es necesario identificar las coberturas vegetales presentes en la zona, realizar una preparación adecuada del terreno destinado a la plantación y tener en cuenta que el material vegetal se adapte a las características climáticas y edafológicas del área a rehabilitar para garantizar el buen desarrollo de éstas.

A partir de la zonificación del Río Ranchería realizada en el estudio del POMCA (2011), se determinó que las áreas de restauración (partes baja, media, alta de la cuenca y serranía del Perijá) constituyen el 14,41% del área total de la cuenca, que representan áreas

de amortiguamiento, conexión con sitios de preservación y concentración de nacimientos de agua donde las actividades de revegetalización son indispensables (Tabla 5-3).

Tabla 5-3. Propuesta de revegetalización en el río Ranchería. Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

¿Dónde?	¿Qué?	¿Cómo?
Rivera: zonas media y baja	Vegetación riparia perenne característica de siete zonas: lecho, base lateral del talud, parte inferior del talud lateral, parte media del talud, parte superior del talud, orilla del cauce, zona inundable.	Siembra de 7 parcelas de 500 m ² paralelas a cauce, cubriendo la extensión del meandro con 315 plántulas por sitio.
Cuenca: lados interno (en zona equivalente a periodo de retorno de 5 años) y externo.	Vegetación acuática con estructura de soporte. Esta combinación permite fijar el suelo, disminuir la velocidad de la corriente y ofrecer hábitat y refugio para los ensambles hidrobiológicos.	Siembra de macrófitas a nivel de las crecidas ordinarias y sobre el nivel de aguas medias, en hoyos de 10m x 2m (80 plantas/hoyo). Bajo la plantación se establece un conjunto de piedras y bolos para dar soporte a las orillas del cauce. El diseño se repite cada 2,5 m hasta cubrir la extensión del meandro.

Entre algunas de las ventajas que provee esta medida están la de promover la dinámica natural del bosque ripario, proveer estabilidad geofísica a la ribera, disminuir el transporte de sedimentos al cuerpo de agua y contrarrestar corrientes torrenciales sobre la ribera y la ladera de inundación. Según CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012), esta medida se implementa en rondas fluviales degradadas, donde el banco del río esté indefinido o los procesos de erosión y sedimentación están alterados.

5.2.2 Protección física de la cuenca.

De acuerdo con Bahamondes y Gaete (2009) la construcción de obras de ingeniería estructurales complementa el control sobre avalanchas, torrentes e inundaciones. Las obras

dirigidas a la conservación de aguas como diques y muretes buscan cortar la energía del agua favoreciendo la retención de material sólido para evitar la escorrentía superficial (Tabla 5-4), los cuales se construyen en zonas de régimen pluvial torrencial para proteger la red vial, sectores urbanos y agrícolas.

Tabla 5-4. Medidas de protección física para el cauce del río Ranchería. Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

Zona	Estructura	Beneficio
Ribera	Rulos de fajinas	Reduce riesgo de erosión superficial de taludes. Disipa escorrentía superficial. Reduce velocidad de flujo. Acumula sedimentos.
	Cercas con corredores de paso	Protección al sobre-pastoreo.
	Diques mixtos de biomasa residual	Reducen velocidad de flujo superficial. Promueven estabilidad en los márgenes. Mejoran la pendiente. Control en el descenso del fondo del cauce. Regeneran laderas de inundación.
Conservación	Regeneración natural	Previene desabastecimiento de cauce principal. Evita procesos de erosión y sedimentación.
Alto riesgo	Reubicación-Conservación de coberturas naturales vegetales	Previene desastres. Recupera la dinámica fluvial del río.

5.2.3 Medidas para amortiguar la pérdida de diversidad.

Los estudios de biodiversidad en la cuenca del Río Ranchería han determinado que 31 especies se encuentran en riesgo de amenaza, 63 son migratorias y 20 son endémicas

(POMCA, 2011) lo cual brinda un punto de referencia para evaluar el grado de transformación de la cuenca y la efectividad de las medidas a aplicar (Tabla 5-5).

Tabla 5-5. Acciones orientadas a la preservación de la flora y fauna asociadas al ecosistema de la cuenca del río Ranchería. Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

Actividades	Ganancia / beneficio
Protección de bosques riparios	Soporte frente avalanchas y deslizamientos. Amortiguación de los eventos de inundación. Cumple el papel de corredor biológico.
Prohibición del drenaje en el borde de humedales	Evitar el desbordamiento del cauce en temporadas de alta precipitación. Proteger zonas de pantano y vegetación emergente. Conservar el hábitat de aves de las familias <i>Furnariidae</i> , <i>Icteridae</i> , <i>Tyrannidae</i> y <i>Rallidae</i>
Definición de redes de conservación	Frenar pérdida de hábitat. Conservar unidades ecosistémicas de la región.
Restauración vegetal	Restablecer la funcionalidad ecosistémica en áreas afectadas. Reducir el riesgo de eventos hidrológicos repentinos.
Monitorear especies amenazadas, migratorias o con endemismo local.	Proteger y mantener la biodiversidad.
Selección de un ecosistema de referencia	Detectar los avances o retrocesos producidos con las medidas de mitigación.

La cuenca del Río Ranchería cuenta con un área de 212046 ha, de la cual 11.5% (24442 ha) corresponde a la red de conservación (POMCA, 2011). Estas áreas incluyen a zonas

aledañas al río Ranchería y sus principales afluentes las quebradas Moreno, El Arroyo y El Salado, donde se busca que las medidas de mitigación propendan por una alta heterogeneidad y conservación de los remanentes boscosos para evitar generen daños irreversibles a la biodiversidad (Kopas y Puentes, 2009).

5.2.4. Acciones para enfrentar las alteraciones en la calidad del agua.

La modificación artificial de las cuencas hidrográficas incrementa la sedimentación y la retención de nutrientes, lo cual constituye el ambiente propicio para la proliferación de varios microorganismos que pueden cubrir la superficie del embalse, consumir el oxígeno disuelto, crear condiciones de anoxia y liberar sustancias tóxicas; asimismo, la baja calidad del agua atrae insectos e incluso enfermedades como esquistosomiasis y malaria, reportadas usualmente con el desarrollo de embalses en zonas tropicales (Kopas y Puentes, 2009).

Teniendo en cuenta ese panorama, la estrategia para la prevención de este impacto radica en un plan para el control de la calidad de agua, el cual circunscribe monitoreos aguas arriba, adecuación del régimen de entradas y salidas del embalse, evaluación periódica del nivel de degradación del material vegetal en el lecho del embalse y un sistema de medición de las zonas anóxicas que contemple la detección de concentraciones tóxicas de los productores primarios y la predicción de los quiebres de las clinas (termoclina y oxiclina) en la columna de agua.

5.2.5. Propuesta de carácter socio económico y cultural.

Históricamente el asentamiento de las comunidades locales en los ríos, ha permitido el desarrollo humano en sus diferentes ámbitos, sin embargo, a partir del siglo XX la construcción de represas para el manejo de los recursos hídricos ha impulsado beneficios a expensas de transformaciones drásticas en los ecosistemas acuáticos (Sadler *et al.*, 2000).

La construcción de la represa El Cercado busca satisfacer los requerimientos de la actividad agropecuaria y servicios de agua potable, para lo cual es imprescindible aplicar los principios de mitigación (Tabla 5-6), a fin de garantizar estas metas a largo plazo.

Esta propuesta busca implementar un enfoque basado en la inclusión y el reconocimiento de los derechos de las comunidades cuyo bienestar y calidad de vida podría verse afectado, por lo que para garantizar la continuidad del Cercado se debe producir un avance significativo en el desarrollo humano, sobre una base que sea económicamente, equitativa socialmente y ambientalmente sustentable.

Tabla 5-6. Diseño para un esquema de atenuación socio económico y cultural durante la operación de la represa El Cercado. Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

Mecanismo	Descripción	Ámbito de aplicación
Participación ciudadana	Promover el diálogo entre los actores en conflicto	Apertura de escenarios para la divulgación y retroalimentación de la comunidad con los agentes encargados del proyecto.
	Coordinación y flujo de información	Establecimiento de un sitio de atención para atender consultas, quejas y reclamos de la comunidad.
	Socialización de los monitoreos y avance de los objetivos	Difusión de la información a través de medios de comunicación (radio, prensa e internet), así como exposiciones periódicas.

Mecanismo	Descripción	Ámbito de aplicación
Plan de educación ambiental	Educar, concienciar y generar sentido de pertenencia	Talleres de capacitación periódicas dirigidas a las comunidades directamente afectadas para hacerlas partícipes de las medidas de prevención y conservación adoptadas.
Prevención de riesgos	<i>Inundación:</i> determinar zonas prioritarias con riesgo de inundación teniendo en cuenta características hidráulicas, grado de sedimentación, biodiversidad sensible y nivel de criticidad de las poblaciones humanas.	<i>Medidas estructurales:</i> diques, estructuras de contención, sistemas de drenaje. <i>Medidas no estructurales:</i> política y ordenamiento territorial, predicción de inundaciones, esquemas de comunicación y movilización, seguros e indemnizaciones y planes de emergencia.
	<i>Desabastecimiento:</i> hallar lugares con variabilidad de precipitación, alta densidad de nacimientos y alta demanda de agua.	<i>Medidas estructurales:</i> galerías de infiltración, represas estacionales, estanques de retención, embalses controlados de planicies de inundación.
Reconocimiento de pueblos indígenas	Respeto, visibilización y promoción del derecho a la propiedad colectiva e integralidad de los territorios indígenas	Monitoreo regular de las comunidades indígenas sobre la calidad de agua del río. Verificación de los daños ocasionados e indemnización por los impactos generados. Inclusión a los procesos de participación y consulta previa.

5.2.6 Medidas de seguimiento.

El monitoreo propuesto para la cuenca del río Ranchería busca alcanzar la sostenibilidad ambiental durante el funcionamiento de la represa el Cercado, por lo que la propuesta general (Tabla 5-7) se centra en los componentes críticos detectados en los estudios previos.

Tabla 5-7. Plan de evaluación y monitoreo de las medidas de mitigación propuestas.
Fuente: Autora, basado en análisis de CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012).

Erosión	Porcentaje de cobertura vegetal en las redes de conservación.
	Índice de erodabilidad.
	Tasa de descarga de sedimentos superficiales en varias escalas temporales.
Restauración vegetal	Porcentajes de mortalidad y supervivencia anual de las especies vegetales sembradas (riparias y acuáticas).
Biodiversidad	Tasa de reclutamiento, permite conocer la sobrevivencia de las especies vegetales sembradas.
	Cálculo de diversidad alfa, diversidad beta y riqueza específica.
Estructura comunidad boscosa	Área basal-Altura total-Cobertura de la copa.
Calidad del agua	Variación temporal de los parámetros fisicoquímicos: alcalinidad, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos inorgánicos, nitrógeno orgánico y amoniacal, nitratos, fósforo orgánico e inorgánico, detritos y carbono inorgánico total.
	Variación de la distribución, diversidad y riqueza espacio-temporal de los ensamblajes hidrobiológicos: perifiton, macroinvertebrados bentónicos, peces, fitoplancton y macrófitas.
	Grado de transformación de la biomasa vegetal en el fondo del embalse.
	Implementación de un plan para el manejo de sedimentos.
Calidad de vida y bienestar	Medición de la conciencia social alrededor del desarrollo sustentable.
	Grado de aceptación y participación en las acciones dirigidas a la protección de la cuenca del río Ranchería.
	Censo de usuarios del recurso hídrico y nivel de legalización de las captaciones.
	Realizar un plan de agropecuario para garantizar el cumplimiento de las medidas de mitigación.

La realización de obras de infraestructura sobre los recursos naturales deben contemplar en sus etapas de ejecución y funcionamiento actividades de seguimiento ambiental, para detectar los impactos generados sobre los aspectos ecológicos, biológicos y sociales, así como verificar la eficiencia de las medidas de mitigación ambientales implementadas para amortiguar el efecto de dichos impactos. De acuerdo con la guía de monitoreo de la SEPA (2003), una evaluación continua y periódica permite formular

acciones que se encaminen exitosamente a la solución de problemas y conflictos ambientales.

En ese sentido, este proceso busca ser transparente para todos los actores involucrados y con ello se quiere promover confianza, facilitar la participación de grupos vulnerables en los procesos de toma de decisiones y mantener libre acceso a la información obtenida con los estudios. Asimismo se busca mejorar la eficacia y sustentabilidad del sistema represa mediante el seguimiento de la calidad hídrica en sus componentes físico-químicos y biológicos.

Capítulo 6. Esquemas de compensación

Los mecanismos de compensación se originaron en Norteamérica, basados en la perspectiva de la Convención Ramsar de 1972, donde se recomendaba la protección para los sistemas de humedales y se resaltaba su importancia internacional para la conservación de la biodiversidad. Las políticas ambientales impulsadas desde Estados Unidos desarrollaron un discurso sobre incentivos ambientales o MBIs (Market Based Instruments), que tuvo eco en el plano internacional y constituyó la matriz para la formación de organizaciones de actuación multidisciplinaria y global como el BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme), que desde el 2012 ha impulsado una de las herramientas mejor aceptadas a nivel internacional para las compensaciones de biodiversidad.

Sin embargo, cabe resaltar que la formulación y aplicación de las medidas de compensación constituyen un proceso complejo, debido a que es un instrumento usado cuando otras medidas no han logrado recuperar del factor ambiental afectado; en consecuencia ya no es posible reparar sino indemnizar (compensar) los daños causados y la eficiencia de las acciones encaminadas a esa labor solo pueden ser evaluadas y valoradas a largo plazo. En otra palabras, las medidas de compensación no buscan resarcir de forma directa la calidad de los componentes ambientales afectados (Martinez, 2010).

Bajo esa premisa, la alteración de ecosistemas a causa de la implementación de proyectos genera impactos difíciles de compensar tanto por la evaluación de la efectividad como la capacidad de ajuste de las medidas en el tiempo. Por ejemplo en el caso de Rio Tinto QMM, la operación de la minería por dragado provoca la pérdida de bosques litorales

y la diversidad biótica asociada de forma irrecuperable; a raíz de esto, se han propuesto una serie de compensaciones por diversidad que serán aplicadas a lo largo de 61 años (2004 - 2065) en varias zonas boscosas adyacentes (6000 ha) para reducir las tasas de deforestación y pérdida de biodiversidad (Temple *et al.*, 2011).

De otro lado la protección y restauración en ecosistemas acuáticos implica el reconocimiento de sus zonas de influencia tanto en el terreno como en las redes superficiales y subterráneas de la red hídrica, los patrones de variación del caudal y los requerimientos físico-químicos que mantienen la biota y calidad del agua. Por ello, desde el ámbito académico se recomienda que los programas de compensación en manejo de los cuerpos de agua intervenidos se apliquen siguiendo la jerarquía de mitigación.

Inicialmente los estudios de los cuerpos hídricos con interrupción de cauce se deben enfocar en la definición y medición explícita de los valores ecosistémicos, para llegar al conocimiento de los impactos residuales, evaluar la factibilidad de las acciones a implementar y finalmente estimar la pérdida o ganancia neta de los ecosistemas intervenidos en el largo plazo. Sin embargo, la definición de estos requerimientos solo es el primer paso, también se requerirá aplicar acciones que consideren los cuerpos de agua dulce en el contexto de paisaje y no como un cuerpo aislado geográficamente, así como incrementar los esfuerzos en educación, comunicación e integración de la sociedad.

En este capítulo se expondrán los principios que rigen los programas de compensación bajo el concepto del BBOP, se describirán estudios de caso donde se han intentado resarcir los impactos residuales y se presentará una serie de pautas para la formulación de una propuesta metodológica conducente a un impacto neto positivo sobre la diversidad de la cuenca del Río Ranchería.

5.1 Programas para el tratamiento de impactos residuales

Los ecosistemas de agua dulce han sido blanco de la degradación en todo el mundo, aún así, la capacidad de transformación antrópica puede trascender su accionar hacia la sustentabilidad de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad. Esto se evidenció en las medidas de restauración aplicadas a las cuencas de los ríos Flathead (Montana), Roanoke (Carolina del Norte) y Colorado. El programa de compensación se fundamentó en la regulación de los caudales para recuperar la dinámica fluvial de la superficie con las corrientes subterráneas, sin dejar a un lado las necesidades hídricas y energéticas que satisficían las necesidades de esa región (Baron *et al.*, 2003).

Adicionalmente se enfrentaron los problemas de contaminación, restringiendo los vertimientos de las actividades industrial (efluentes), agrícola (escurrimiento superficial de agroquímicos) y doméstica (desagües) mediante la promulgación de las leyes de Agua Limpia y Agua Potable, que se rigen por la Carga Total Máxima Diaria (TMDL, por sus siglas en inglés), un indicador desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) para fijar el estándar de calidad de agua en Estados Unidos (Baron *et al.*, 2003).

Como ejemplo de la pérdida del equilibrio ecosistémico se destaca la cuenca de los Grandes Lagos, en donde los cambios en el uso de la tierra afectaron de forma irreversible la conectividad de los sistemas lénticos con las zonas de humedales causando encostramiento en las zonas de ladera, las características químicas y biológicas han sido afectadas por procesos de eutrofización donde se ha privilegiado el establecimiento masivo de especies como el mejillón cebra, en detrimento de los ensamblajes de fitoplancton y perifiton (Baron *et al.*, 2003).

Los programas de restauración en la cuenca de los Grandes Lagos aún no han logrado revertir los procesos de decadencia y según algunas predicciones sobre el cambio climático, el régimen hídrico del caudal presentará niveles anómalos que limitaran e suministro de agua, así como periodos críticos de altas precipitaciones que darán paso a inundaciones periódicas (Baron *et al.*, 2003).

5.2 Criterios para la compensación de impactos

El diseño de esquemas de compensación debe asegurar que los impactos relacionados con el desarrollo de un proyecto conduzcan a una *pérdida neta de cero*, en otras palabras una ganancia neta en la biodiversidad, esto implica una evolución entre los impactos ocasionados (pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos) y la implementación de medidas de restauración (Soto y Sarmiento, 2014).

Cuando se planifican las medidas de compensación se espera que el efecto generado aporte *resultados adicionales* para la conservación, esto implica que los ecosistemas se regenerarán de una forma tal que no hubiese sido posible sin la implementación de las compensaciones (Kate, Hase, Boucher, Cassin y Victurine, 2011); generalmente esto se ha alcanzado mediante la protección de las zonas donde se prevé pérdida inminente o prevista de diversidad y a través de programas para la restauración del hábitat.

La *adherencia a la jerarquía de mitigación*, es un principio que enfatiza las medidas de compensación solo deben aplicarse después de haberse cumplido la jerarquía de mitigación es decir, después de aplicar medidas de prevención, minimización del daño y rehabilitación en el ecosistema afectado (Kormos, *et al.*, 2014). Sin embargo, las medidas

de mitigación suelen implementarse cuando los proyectos se encuentran en marcha y en consecuencia las compensaciones pierden su alcance, al ser diseñadas para reparar daños que pudieron ser prevenidos.

Algunas veces los daños residuales no pueden ser compensados en su totalidad, dada la imposibilidad de los mecanismos para la sustitución de la biodiversidad y la falta de previsión sobre ecosistemas altamente vulnerables. Es por ello que los criterios ecológicos para la toma de decisiones deben contemplar los *límites del offset*, calculando la magnitud de los impactos residuales estimados, así como la factibilidad de la aplicación de los offset en campo (Kormos, *et al.*, 2014).

El diseño de las compensaciones considerando el *contexto del paisaje*, consiste en localizar sitios prioritarios para las especies amenazadas que les ofrezcan las condiciones de hábitat similares a las halladas en el lugar de la perturbación, lo cual contribuirá a la integración y coordinación con otros proyectos de compensación en una escala que trascienda de lo local (Kate, *et al.*, 2011).

En este siglo, el cuidado de los cuerpos de agua dulce es esencial teniendo en cuenta que más de la mitad de los ríos está muriendo y la escases de agua incrementa tanto como los índices de contaminación (Weng, 2005). Considerando este escenario, la *participación de los actores* implicados (poder gubernamental, empresa privada, organizaciones locales, consumidores, etc.) con la gestión de los recursos hídricos, están llamados a formular actividades proactivas para proteger, conservar y restaurar los ríos.

La participación de la población local en la gestión de la cuenca hidrográfica En el sureste de Suecia, ha sido fundamental en los procesos de mitigación y compensación de este cuerpo fluvial (Jönsson, 2004). A principios de la década de 1990, los conflictos de los

residentes con los proyectos de desarrollo eran irreconciliables, así que los municipios, Juntas Administrativas Regionales y las organizaciones no gubernamentales (ONG) locales, decidieron crear un foro para discutir posibles soluciones a varios problemas en la zona. Actualmente, ocho municipios, dos Consejos Regionales de Administración, la Unión de Agricultores, ONGs, organizaciones de pesca artesanal y asociaciones de historia local cooperan en la creación de una sociedad económica y ambientalmente sostenible.

Los resultados de participación más satisfactorios se dan cuando la planificación y gestión de estos proyectos se realiza con *transparencia*, esto implica que las consultas públicas deben disponer del tiempo e información suficientes, su representación debe incluir un sector amplio y diverso de la población para la toma de decisiones, y el diseño e implementación del proyecto debe tener un enfoque multidisciplinario (World Commission on Dams (WCD), 2000).

La *equidad* en términos de la distribución de costo - beneficio y el cumplimiento de los derechos fundamentales, es un deber que varias de las represas no satisfacen cabalmente, ignorar este principio ha generado efectos negativos en las naciones, las poblaciones urbanas y rurales y en los sectores doméstico, agrícola e industrial, poniendo en conflicto desarrollo ambiental y socioeconómico (WCD, 2000).

Otro de los objetivos de un plan de compensación debe incluir la evaluación de las actividades implementadas y hacer un seguimiento de sus *resultados a largo plazo*, en función de ello, se hace necesario que la administración de las represas dispongan los recursos necesarios para el mantenimiento financiero de los planes de conservación y ganancia de biodiversidad.

La *ciencia* y los *conocimientos tradicionales* son visiones diferentes de interpretar un mismo mundo y por lo tanto complementarias, entendiendo este principio es posible establecer sistemas de organización y gestión donde no se subordinen los criterios de comprensión de una ni otra (Sherry y Myers, 2002).

5.3 Formulación metodológica de un esquema de compensación en el Río Ranchería

Los programas de restauración que intentan ofrecer compensaciones positivas sobre la diversidad biológica, usualmente carecen de un marco de definición congruente con las metas planteadas, así como de un sistema eficaz para la medición de las pérdidas y ganancias de la biodiversidad y una considerable incertidumbre alrededor de las técnicas de rehabilitación en largo plazo (Parkes, Newell y Cheal, 2003). A todo lo anterior se suma la amplia aceptación de las medidas de compensación con un apoyo científico y financiero limitado, lo cual desde todos los ángulos representa un motivo de preocupación.

En efecto, dichas inquietudes han calando desde hace varios años en la legislación política de varios países para garantizar la participación científica y socioeconómica en los megaproyectos de desarrollo (ver Capítulo 4). Pese a ello, la política medioambiental que reglamenta las compensaciones no se aplica con rigurosidad y suele entenderse más como responsabilidad social que como un procedimiento legal (Ecodes Ingeniería, 2014). De ahí que la evaluación del impacto ambiental y la inversión en las zonas de protección exija mayor compromiso entre los responsables políticos, los científicos, las comunidades y la empresa privada (Maron *et al.*, 2012).

5.3.1 Conservación de los tramos de la cuenca.

Compensar los ecosistemas dulceacuícolas es un proceso bastante complejo, pese a ello se han desarrollado estrategias para enfrentar la pérdida continua de la biodiversidad y de los servicios ecosistémico que proveen los recursos hídricos (Fig. 6-1). Una de las propuestas apunta a la conservación de tramos de la cuenca o afluentes que aún cuentan con una vegetación de ribera en buen estado y albergan especies ícticas de interés.

	Manejo de tramos	Medidas a adoptar
Nivel de perturbación ↓	Conservación	Identificación geo-espacial
		Aplicación de protocolos
		Implementar caudal ambiental
	Restauración	Regulación de uso del agua
		Mantenimiento estructura fluvial
		Bioingeniería en riberas
	Rehabilitación	Aumentar sinuosidad del cauce
		Control de especies alóctonas
		Revegetalización

Figura 6-1. Propuesta de medidas a adoptar en el marco de un plan de compensaciones para el Río Ranchería. Fuente: Autora (2015)

Para llevar a cabo esa medida, es necesario identificar previamente los tramos del Río Ranchería en función de características como el número de hábitats de interés y zonas con menor nivel de perturbación. Estos criterios son importantes porque permiten clasificar el grado de perturbación las masas fluviales aguas arriba y abajo de la represa siguiendo una metodología que prioriza tramos con mayor potencial de restauración y conservación.

La gestión orientada a ese propósito debe integrarse a los protocolos de conservación y protección de afluentes que se describen en UPME, RAMSAR, MADS, de

modo que pueda hacerse efectiva la supervisión de los usos recreativos, agrícolas, urbanos o industriales que se ejerzan sobre los tramos identificados, emplear técnicas de bioingeniería para el control de la erosión usando vegetación autóctona y controlar la invasión de especies exóticas.

5.3.2 Recuperación de las riberas del cauce.

Otra de las propuestas a considerar será la reparación de riberas en afluentes del Río Ranchería haciendo énfasis aguas abajo del embalse, debido a que es la zona con mayor afectación por la alteración del régimen hidrológico y las consecuencias que esta condición acarrea como la modificación geomorfológica del cauce, los cambios en el nivel freático y la disminución de la calidad de agua, entre otros (ver Capítulo 4).

Con la interrupción transversal del cauce, la gestión del Río Ranchería debe priorizar el mejoramiento del estado ecológico promoviendo heterogeneidad de hábitats, biodiversidad y la conectividad entre estos. En ese sentido, es fundamental regular el régimen hidrológico y definir el espacio del corredor ripario (Tabla 6-1), con ello se busca imitar la fluctuación estacional del cauce (necesario para la preservación de hábitats y servicios ecosistémico) y estimular la capacidad de autorregulación del ecosistema (desplazamiento lateral del cauce y movilización de sedimentos).

Tabla 6-1. Plan de actividades para la recuperación de riberas en tramos del Río Ranchería. Fuente: Autora (2015)

Medida	Actividad
Selección de especies (arbóreas, arbustivas, herbáceas)	Estudiar la distribución vegetal en cada sector/tramo de la cuenca del Río Ranchería
Definición de las características del material vegetal	Procedencia / Tamaño de la plántula (talla, calibre) / Tipo de contenedor

Diseño de plantación	Composición / Proporción / Distribución
Preparación del terreno	Laboreo / Planificación de riego
Plantación	Características de siembra / Recepción planta / Periodo de plantación
Mantenimiento y monitoreo	Reposición de plantas / Control de especies alóctonas

Una vez se han aplicado las anteriores medidas, debe evaluarse la necesidad de restituir comunidades vegetales en las zonas de ribera teniendo en cuenta su nivel de afectación, presencia de especies nativas y procesos naturales de colonización. Esto permitirá asegurar un proceso de revegetalización de riberas que tengan una conexión hidrológica con el cauce, contribuyendo así con el mejoramiento de cobertura y estructura de la vegetación de ribera que redundará en la colonización potencial y conservación de la fauna asociada.

5.3.3 Manejo y transferencia de los ensambles ícticos.

Una de las estrategias que se deben contemplar en proyectos de almacenamiento, extracción y regulación del caudal es el de mejorar la cantidad y calidad de la descarga, lo cual debe lograrse considerando las particularidades de la represa y sus posibles limitaciones. El Cercado se caracteriza por tener 85 metros de altura, válvulas de alta presión, túneles de desvío y rebosaderos (Inciarte, 2011), cualidades representativas de una gran represa cuyas restricciones físicas a la hora de modificar el caudal ambiental están dadas por la sedimentación de los desagües de caudal en el fondo, el bloqueo de las válvulas de alta presión y la ubicación fija de las toma de agua.

A fin de aplicar el caudal ambiental utilizando la infraestructura hídrica existente se hace necesario estudiar los ajustes periódicos del caudal ambiental a partir de los

indicadores de calidad hídrica, optimizar el efecto del caudal ambiental (p.ej. servicios ambientales compensados) en detrimento con los servicios existentes (p.ej. disminución del suministro de agua) y realizar de pruebas de re-operación y monitoreo para verificar la calidad ambiental esperada de la descarga. Este conjunto de estudios permitirá ajustar el caudal ambiental y tomar decisiones acerca de la instalación de equipos que refuercen la infraestructura de la represa.

En cuanto a la diversidad íctica, se ha determinado que el Río Ranchería es el hábitat de cinco especies incluidas en el Libro Rojo de Peces de Colombia (Mojica, Castellanos, Sánchez-Duarte y Díaz, 2006), por lo cual su preservación es un tema prioritario. En relación a ello, en las represas se han desarrollado dispositivos para permitir el desarrollo completo de los estados larvales y la migración estacional de los peces a fin de compensar la fragmentación ecológica de esta comunidad (Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis (CERM); LINKit Consult & Wanningen Water Consult , 2009).

En relación a ello, algunas consideraciones a tener en cuenta son el conocimiento sobre las especies ícticas a transferir (según la familia, cambian las preferencias del hábitat), el conocimiento extenso sobre los periodos de migración y el análisis de densidad de peces de interés a transferir, para tener en cuenta las precauciones en el momento de la liberación.

Algunos de los que pueden implementarse en la represa El Cercado, teniendo en cuenta su efectividad son: instalaciones de rampas, ascensores y esclusas o adaptación de compuertas; su elección dependerá de del caudal diario que pase por la turbina, tipos de vertedero, luz y sonido bajo el agua, presencia de residuos, corrientes y patrones de velocidad.

5.3.4 Planificación del caudal ambiental.

A partir de los resultados reportados mediante el método hidrológico se sugirió a la represa operar bajo regímenes de caudal mínimo Q75% y Q90%. Sin embargo, la variabilidad hidrológica y ambiental de la cuenca del río Ranchería es amplia y adicionalmente sus cuencas media y baja durante la época de sequía son deficitarias. Por ello se sugiere profundizar el estudio del río Ranchería siguiendo criterios hidrológicos, de calidad de agua, ecológicos y bióticos que se enmarcan en la propuesta metodológica de Pinilla, Rodríguez y Camacho (2013) para verificar los problemas generados por la operación del proyecto y gestionar posibles escenarios de riesgo.

Puesto que el análisis bajo un modelo hidrológico se basa exclusivamente en información hidrológica, se considera que no es un recurso decisivo para la definición del caudal ambiental, no obstante puede usarse como insumo para hacer una comparación de las características hidrológicas antes y después del establecimiento del embalse. Esto permitiría comparar los límites de cambio del caudal a partir de los percentiles de la Curva de Duración de Caudales (CDC) y obtener información sobre las características de la

corriente (frecuencia de caudales extremos, rangos de alteración de régimen hidrológico) en cualquier periodo de tiempo.

Otro aspecto relevante es conocer los cambios en la calidad de agua, para lo cual se propone hacer mediciones de temperatura, oxidación de la materia orgánica, partículas sólidas suspendidas, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica, en los tramos aguas abajo del punto de almacenamiento así como en los sitios de uso y captación del recurso. De este modo se logra obtener información sobre los cambios de la carga contaminante con un protocolo de monitoreo más simple para realizar modelos que permitan hacer proyecciones bajo diferentes regímenes de caudal y evaluar los impactos ocurridos en la calidad de agua mediante la generación de un índice de calidad de agua.

Teniendo en cuenta que los problemas sobre los sistemas acuáticos se expresan en los impactos negativos de las comunidades bióticas, es esencial el monitoreo de dichas transformaciones para conocer las condiciones biológicas presentes y futuras. Si bien en el POMCA (2011) se hizo una primera descripción de las comunidades bióticas (fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados, perifiton, macrofitas), se hace necesario determinar periódicamente la calidad de hábitat en el cual se desarrollan mediante análisis de riqueza de especies, composición del hábitat (velocidad de agua, turbidez, sustrato, materia orgánica, geomorfología del afluente, temperatura máxima o mínima, variación del caudal en verano o invierno) y diversidad de la ictiofauna (abundancia, variedad y tipo de alimento).

Una vez se ha estimado el caudal ambiental se procederá a construir índices de Integridad Biótica, los cuales permitirán reconocer la variación natural y antrópica de las comunidades estudiadas. Su aplicación en el caso del Río Ranchería es pertinente debido a

que es una herramienta que no precisa de equipos costosos para el monitoreo, aplica rigor científico, es multimétrica, multivariada y ofrece resultados rápidos para la toma de decisiones, en este caso permitirá modificar o mantener el caudal mensual previamente definido. Se sugiere calcular índices de integridad biótica para cada comunidad y de forma periódica mediante la determinación del número de especies nativas, bénticas, pelágicas, sensitivas, tolerantes, exóticas, omnívoras, ícticas y el porcentaje de individuos enfermos, lesionados o deformes.

5.3.5 Establecimiento de un plan de financiamiento.

Los beneficios de la compensación son de difícil cuantificación porque no tienen un precio en el mercado que se pueda observar en términos financieros, sin embargo, la relación costo-beneficio es indispensable para estimar los recursos que se necesitan en establecer las medidas de compensación. Para ello se propone realizar un análisis económico de los sectores afectados por la implementación de estas medidas (Tabla 6-1).

Tabla 6-2. Evaluación económica para la implementación de medidas de compensación en El Cercado (Autora, 2015).

	Costos pendientes	Reducción de ingresos de propietarios y operadores de la represa, compañías de irrigación y agencias de abastecimiento de agua.
	Costos directos	Costos para propietarios y operadores.
Costos	Costos indirectos	Positivos y negativos para la recuperación del ecosistema acuático.
	Costos de oportunidad	Disminución de suministro de agua, pérdidas en la producción agrícola.
	Costos de transacción	Incremento de pagos para organizaciones financiadoras involucradas.
Beneficios	Ahorro en costos	Proyección a largo plazo en costos de mantenimiento futuros.
	Beneficios directos	Uso comercial del río para pesca, turismo, recreación, agricultura. Satisfacción de necesidades básicas humanas de la población objetivo.

Como la aplicación de las compensaciones requerirá recursos por parte del Estado, existe la necesidad de justificar la inversión de los contribuyentes y ofrecer un argumento en pro de financiar las compensaciones ambientales buscando que los beneficios de la restauración superen los costos totales del proceso. Para ello se deben abordar cuestiones financieras y económicas claves tales como los costos de implementación, las fuentes de financiamiento, formulación de incentivos y soluciones costo-efectivas alternativas.

Las fuentes de financiamiento están integradas por actores concretos a los cuales se les haya aplicado a una evaluación neta del costo-beneficio, donde se debe resaltar el valor económico del producto que obtengan, así como los aportes reales que se harán para la restitución del recurso. Se prevé que los grupos analizados estén representados por los proveedores del servicio, el usuario final dentro y fuera de la corriente fluvial, agencias gubernamentales, ONG's y contribuyentes.

Otro mecanismo lo constituyen los incentivos, estos tienen la capacidad de incrementar o disminuir la demanda del uso de agua. Entre ellos el que se consideran con mayor proyección para la gestión de las compensaciones en el Cercado teniendo en cuenta las vías legales para la protección del agua en Colombia son los incentivos facilitadores, estos buscan generar normas administrativas y jurídicas claras para regular la asignación de recursos y/o responsabilidades a terceros.

Su implementación exige capacidad y voluntad política para hacer cumplir las normas existentes, generar mecanismos flexibles para resolver conflictos sobre los derechos del agua de las comunidades, promover la educación e investigación en campos y disciplinas competentes con los esquemas de compensación y apoyar a las organizaciones en la comunicación de los valores ecológicos y la biodiversidad de los caudales

ambientales. También es importante impulsar un enfoque voluntario por parte de los actores implicados para favorecer el mantenimiento de las medidas establecidas, mejorar el uso eficiente de las asignaciones de agua y reducir los costos de transacción a largo plazo.

Sin embargo, la simplificación de los costos de implementación en un conjunto de medidas de compensación limita el alcance de los logros obtenidos debido al enfoque basado en el mercado, por lo tanto se propone integrar otros criterios relevantes para el contexto de la represa el Cercado, estos incluyen sostenibilidad ambiental, equidad y factibilidad de aplicación.

Conclusiones y recomendaciones

A manera de conclusión se considera que los programas de mitigación y compensación dirigidos a los ecosistemas acuáticos y especialmente aquellos de agua dulce, deben ser definidos en un marco legal que incluya el concepto sistémico y paisajístico de la cuenca debido a que la integridad ecológica de los recursos hídricos no depende en si misma del componente hídrico, sino del efecto que ejercen sobre el agua los componentes bióticos, abióticos y socioeconómicos.

No obstante, debido a que con el sistema de compensaciones se pretende devolver el sistema impactado a su estado preexistente, recuperando ecosistemas lo mas similar posible a los de las áreas próximas no perturbadas, en la práctica eso suele estar limitado por una serie de factores económicos, sociales, científicos y técnicos. Por lo tanto, es recomendable hacer énfasis en la formulación de objetivos de acuerdo con las limitaciones y oportunidades del contexto social para encaminar la restauración de forma efectiva.

Teniendo en cuenta ese enfoque, se hace evidente que deben continuar los esfuerzos por comprender de manera integral la dinámica de los ríos, si bien con el proyecto multipropósito del embalse El Cercado se han definido los primeros lineamientos para el uso eficaz del agua, es imprescindible focalizar nuevos estudios en el seguimiento y monitoreo de la dinámica fluvial para incorporar el concepto de caudal ambiental como medida de mitigación.

A lo largo de esta disertación, también se detectó la importancia de formular acciones dirigidas a largo plazo para ejercer un uso sustentable de los sistemas acuáticos, por lo cual se invita propiciar espacios que dinamicen la participación de todos los actores

involucrados directa o indirectamente y así garantizar la continuidad de los servicios ecosistémico que provee el río Ranchería.

Finalmente se recomienda definir las medidas de compensación en ecosistemas acuáticos teniendo en cuenta cálculos de pérdida y ganancia de biodiversidad, monitoreo y cuantificación de las medidas de restauración y predicción de los cambios de los parámetros seleccionados.

Bibliografía

- Agostinho, A. (1994). *Considerações sobre a atuação do setor eléctrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros*. Rio de Janeiro: COMASE-EletoBras.
- Agostinho, A., & Gomez, L. (2002). *Biodiversity and fisheries management in the Paraná river basin: successes and failures*. Maringá: Blue Millenium-World Fisheries Trust-CRDI_UNEP.
- Allan, D., & Castillo, M. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Dordrecht: Springer.
- Asaeda, T., & Rashid, M. H. (2014). Modelling of nutrient dynamics and vegetation succession in midstream sediment bars of a regulated river. *International Journal of River Basin Management*, 12(2), 123-133.
- Asociacion Interamericana para la Defensa del Ambiente (AIDA). (2009). Principales efectos ambientales de las grandes represas. En J. Kopas, & A. Puentes, *Grandes represas en América, ¿peor el remedio que la enfermedad?* (págs. 7-15). Estados Unidos: AIDA. Obtenido de http://www.aida-americas.org/sites/default/files/InformeAIDA_GrandesRepreseas_BajaRes_1.pdf.
- Bahamondes, R., & Gaete, N. (2009). *Manejo de cuencas hidrográficas*. Chile: CONAF.

- Baigún, C., & Olnadi, N. (2005). Impactos ecológicos de represas en ríos de la porción inferior de la cuenca del Plata: Escenarios aplicados a los recursos pesqueros. En J. Peteán, & J. Cappato, *Humedales fluviales de America del Sur. Hacia un manejo sustentable* (págs. 449-474). Santa fé, Argentina: Proteger Ediciones.
- Baigún, C., Oldani, N., & Van Damme, P. (2011). Represas hidroeléctricas en América Latina. In P. Van Damme, F. Carvajal, & J. Molina, *Los peces y los delfines de la Amazonía Boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas* (pp. 397-416). Cochabamba: INIA.
- Banco Interamericano de Desarrollo (BID). (2007). *Variabilidad climática y cambio climático*. Recuperado el 20 de Marzo de 2015, de Plataforma de Adaptación al Cambio Climático: BID:
<http://kp.iadb.org/Adaptacion/es/Paginas/CentrodeConocimiento/Variabilidad-climatica-y-cambio-climatico.aspx>
- Baron, J., Poff, L., Angermeier, P., Dahm, C., Gleick, P., Hairston, N., . . . Steinman, A. (2003). Ecosistemas de agua dulce sustentables. *Topicos en ecología*, 1-15.
- Beutel, M. (2003). Hypolimnetic Anoxia and Sediment Oxygen Demand in California Drinking Water Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 19(3), 208-221.
- Bunn, S., & Arthington, A. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Enviromental Management*, 492-507.

- Burgueño, A. (2002). Beneficios medioambientales de las presas. En C. y. Colegio de Ingenieros de Caminos, *I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente* (págs. 883-891). Madrid: CICCIP.
- Business and biodiversity offsets Programme (BBOP). (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook BBOP*. Washington, D. C.
- Bustamante, F. C. (2008). *Efectos ambientales generados por la construcción y operación de un embalse*. Sincelejo, Colombia: Universidad de Sucre.
- Cantera, J., Carvajal, Y., & Castro, L. (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. En J. Cantera, K. J. Cantera, Y. Carvajal, & L. Castro, *Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos*. Cali: Programa Editorial Universidad del Valle.
- Casset, M. A. (2013). *Aplicación y optimización de índices de estado ecológico en arroyos de la provincia de Buenos Aires*. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires: Biblioteca Digital FCEN-UBA.
- Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis (CERM); LINKit Consult & Wanningen Water Consult . (2009). *Asistencia técnica para el estudio de propuestas de mejora de la conectividad para los peces en la parte baja del Río Ebro*. Zaragoza: Confederación Hidrográfica del Ebro.
- Consorcio TC; TYPSA. (2013). Estudio limnológico para la campaña de monitoreo de febrero de 2013 (periodo seco). En C. TC, & TYPSA, *Plan de diagnóstico y*

seguimiento limnológico de la represa El Cercado (págs. 1-206). Bogotá:

INCODER.

Consorcio TC; TYPESA. (2013). Estudio limnológico para la campaña de monitoreo de mayo de 2013 (periodo húmedo). En C. TC, & TYPESA, *Plan de diagnóstico y seguimiento limnológico de la represa El Cercado* (págs. 1-245). Bogotá:

INCODER.

CORPOGUAJIRA. (23 de Febrero de 2011). *Atlas ambiental del departamento de La Guajira*. Obtenido de Corporación Autónoma Regional de La Guajira:

<http://corpoguajira.gov.co/wp/atlas-ambiental-del-departamento-de-la-guajira/>

CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012). Informe de propuestas de restauración ambiental, incluyendo intervenciones estructurales. En C. (. Colombia), *Evaluación y modelamiento espacio-temporal del riesgo ambiental general, del riesgo hídrico y caracterización de zonas inundables en cuencas del departamento de La Guajira. (Cuencas hiddrográficas de los ríos Tapias, Jerez, Cañas, Carripía y Ranchería)* (Vol. 13, págs. 15-105). Bogotá: CORPOGUAJIRA.

CORPOGUAJIRA y C.I.C. (2012). Modelamiento de riesgos por pérdida de biodiversidad, y propuesta de redes óptimas de conservación y de reducción de riesgos por remoción en masa para cada una de las cuencas. En C. (. Colombia), *Evaluación y modelamiento espacio-temporal del riesgo ambiental general, del resgo hídrico y caracterización de zonas inundables en cuencas del departamento de La Guajira*

(*Cuencas hidrográficas de los ríos Tapias, Jerez, Cañas, Tomarrazón y Ranchería*)
(págs. 25-280). Bogotá: Corpoguajira.

CORPOGUAJIRA; UAESPNN;C.I.C. (2011). Calidad e indicadores de presión sobre el recurso hídrico de la cuenca del río Ranchería. En CORPOGUAJIRA, UAESPNN, & C.I.C., *Plan de Ordenamiento de la cuenca del río Ranchería* (Vol. III, págs. 138-214). Bogotá: Corpoguajira.

Díaz, C. E. (2014). *Enfoque teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación del Impacto Ambiental en Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Díaz, W., & Torres, C. (2001). Estudio básico de restauración vegetal en áreas de subpáramo degradadas de la vereda monquetiva-Guatativa. *Colombia Forestal*, 7(14), 116-123.

Diez, J., & Burbano, L. (2006). Técnicas avanzadas para la evaluación de caudales ecológicos en el ordenamiento sostenible de cuencas hidrográficas. *Ingeniería e Investigación*, 26(1), 58-68.

Dyson, M., Bergkamp, G., & Scanlon, J. (2003). *Caudal. Elementos esenciales de los caudales ambientales*. San José de Costa Rica: UICN-Oficina Regional para Mesoamérica.

Ecodes Ingeniería. (2 de Septiembre de 2014). *Las compensaciones ambientales en Colombia*. Recuperado el 24 de Febrero de 2015, de Ecodes Ingeniería-Asesorías y

Cosultorias Ambientales:

<http://www.ecodesingenieria.com/es/component/k2/item/196-las-compensaciones-ambientales-en-colombia>

FAO. (2000). *Departamento de Pesca y acuicultura*. Retrieved from Vision general del sector acuícola nacional:Colombia:

http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_colombia/es

FAO. (Julio de 2013). *Natural resources and enviroment*. Recuperado el 20 de Marzo de 2015, de Pving the way for national drought policies:

<http://www.fao.org/docrep/018/aq659e/aq659e.pdf>

Franssen, N. R., Stewart, L. K., & Schaefer, J. F. (2013). Morphological divergence and flow-induced phenotypic plasticity in a native fish from anthropogenically altered stream habitats. *Ecology and Evolution*,.

Frazier, P., Page, K., & Read, A. (2005). Effects of Flow Regulation in Flow Regime on the Murrumbidgee River, South Eastern Australia: an assessment using a daily estimation hydrological model. *Australian Geographer*, 36(3), 301-314.

Gómez, D., & Martínez, D. (2014). La ecología política del agua. En D. Martínez, & M. Pinzón, *La escuela del agua. Catilla metodológica* (págs. 10-20). Bogotá: CENSAT Agua Viva.

- Hernández, S. (2002). Interferencia de los embalses, y su régimen de explotación, con algunos procesos y especies relacionados con la fauna. *Congreso Internacional de Conservación y Rehabilitación de Presas*, (págs. 1-8). Madrid.
- Ideva, R., Machiwa, J., Schiemer, F., & Hein, T. (2010). Effect of an impoundment on nutrient dynamics in the Kihansi River, Tanzania. *African Journal of Aquatic Science*, 33(2), 181-188.
- IFC. (2012). *Normas de desempeño sobre sostenibilidad ambiental y social*. Washington D.C.: IFC-World Bank.
- Inciarte, L. (2011). *Análisis de conflictos ambientales Represa el Cercado, Río Ranchería*. Guajira: CAR.
- Instituto Alexander von Humboldt (IAvH). (23 de Febrero de 1998). *El Bosque seco Tropical en Colombia (Bs-T)*. Obtenido de Universidad Tecnológica de Pereira: <http://media.utp.edu.co/ciebreg/archivos/bosque-seco-tropical/el-bosque-seco-tropical-en-colombia.pdf>
- Instituto Colombiano de Desarrollo rural (INCODER); Corporación Sol Naciente. (2011). *Estudio limnológico del río Ranchería en el departamento de La Guajira, desde aguas arriba de la presa El Cercado en el corregimiento de Caracolí hasta su desembocadura en el municipio de Riohacha*. Bogotá: INCODER.

Integrated Enviroments; Enviromental Resources Management; Applied Aquatic Research.

(2012). *Proyecto hidroeléctrico reventazón: estudios ambientales adicionales.*

Parte A: Resumen ejecutivo. Costa Rica: Integrated Enviroments.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Cambio climático 2007:*

Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto

Informe de evaluación de IPCC. Ginebra: IPCC.

Izquierdo, M., & Madroñero, S. (2014). Régimen de caudal ecológico, herramienta de

gestión para conservar la biota acuática. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 23(2),

77-94.

Jones, J., Knowlton, M., Obrecht, D., & Graham, J. (2011). Temperature and oxygen in

Missouri reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 27(2), 173-182.

Jönsson, B. L. (2004). Stakeholder participation as a tool for sustainable development in the

Em River Basin. *International Journal of Water Resources Development*, 20(3),

345-352.

Kate, t. K., Hase, v. A., Boucher, J., Cassin, J., & Victurine, R. (2011). *Oportunidades para*

los Fondos Ambientales en Esquemas de Compensación y Offset. Proyecto de

Capacitación de RedLAC para Fondos Ambientales. Rio de Janeiro: RedLAC.

Kopas, J., & Puentes, A. (2009). *Grandes represas en América ¿peor el remedio que la*

enfermedad? Estados Unidos: Asociación Interamericana para la Defensa del

Ambiente.

- Kormos, R., Kormos, C., Humle, T. L., Rainer, H., Victurine, R., Mittermeier, R., . . . Williamson, E. (2014). Great apes and biodiversity offset projects in Africa: The case for national offset strategies. *Plos One*, 9(11), 14.
- Lopez, P., Marcé, R., Ordoñez, J., Irrutia, I., & Armengol, J. (2009). Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain). *Lake and Reservoir Management*, 25(1), 39-48.
- MADS. (2014). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Versión 2*. Bogotá: MADS.
- Madsen, B., Carroll, N., & Moore, K. (2010). *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*. Recuperado el 20 de Marzo de 2015, de Ecosystem Marketplace. A forest trends initiative:
<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>
- Maron, M., Hobbs, R., Moilanen, A., Matthews, J., Christie, K., Gardner, T., . . . McAlpine, C. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141-148.
- Márquez, G. (1996). Ecosistemas estratégicos y otros estudios de ecología ambiental. *Fondo FEN*, 199-221.
- Martínez, C., & Fernández, J. (2010). *IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. Manual de referencia metodológica*. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid.

- Maya, A. A. (25 de Marzo de 2015). *Instituto de Estudios Ambientales: Equilibrio ecosistemico y equilibrio cultural*. Recuperado el 25 de Marzo de 2015, de Dirección Nacional de Innovacion Academica:
<http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/IDEA/2009121/lecciones/unidad1/unid1pg14.htm>
- Merron, G., Bruton, M., & La Hausse de Lalouviere, P. (1993). Implications of water release from the Pongolapoort dam for the fish and the fishery of the Phongolo floodplain, Zululand. *Southern African Journal of Aquatic Sciences*, 19(1-2), 34-49.
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT). (5 de Agosto de 2002). *Bosques, biodiversidad y servicios ecosistémicos*. Recuperado el 15 de Febrero de 2015, de MINAMBIENTE:
https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemas/pdf/Paramos/res_0769_050802.pdf
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT). (2010). *Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico*. Bogotá: MAVDT.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2012). *Manual para la asignacion de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Bogotá: MADS.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2014). *Guía técnica para la formulación de los Planes de Ordenamiento y Manejo de Cuencas Hidrográficas POMCAS*. Bogotá: MINAMBIENTE.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2014). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Bogotá: MADS.
- Mojica, J., Castellanos, C., Sánchez-Duarte, P., & Díaz, C. (2006). Peces de la cuenca del río Ranchería, La Guajira, Colombia. *Biota Colombiana*, 7(1), 129-142.
- Navarro, R. (9 de Octubre de 2009). *Compensación de la biodiversidad para mitigar los impactos ambientales acumulativos residuales*. Recuperado el 10 de Marzo de 2015, de Acolgen:
<http://www.acolgen.org.co/jornadas/2014/Memorias/Ambiental/Compensacion%20Rosario.pdf>
- Ormazabal, P., Jaime, P., Spalletti, P., & Brea, J. (2005). Implementación de un modelo hidrodinámico para el estudio de inundaciones en el delte del Paraná. *Segundo Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, Argentina*, (pág. 11). Neuquén.
- Otero, A. (2013). *Río Ranchería: entre la economía, la biodiversidad y la cultura*. Cartagena: Banco de la República (Centro de Estudios Económicos Regionales).
- Palacios, S. R. (2013). *Inventario documentado de represas en Colombia*. Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada.
- Palacios, S., & Vega, M. E. (2009). *Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente*.
Obtenido de Ensamblajes de peces como indicadores de cambios climáticos:
http://www.seduma.yucatan.gob.mx/biodiversidad-yucatan/03Parte2/Capitulo6/05Ensamblajes_peces.pdf

- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4, 29-38.
- Parra, E. (2012). *Modelamiento y manejo de las interacciones entre la hidrología, la ecología y la economía en una cuenca hidrográfica para la estimación de caudales ambientales*. Medellín, Colombia: Requisito para optar al título de Magister en Ingeniería. Universidad de Antioquia.
- Peñas, F., Barquín, J., Snelder, T., Booker, D., Álvarez, C., Álvaez, M., & Fernández, D. (2011, Febrero 25). *Fundación para el fomento de la Ingeniería del Agua*. Retrieved from Cálculo de caudales ecológicos mediante métodos hidrológicos: Análisis de las consecuencias en función de la tipología hidrológica:
<http://www.ingenieriadelagua.com/2004/JIA/Jia2011/pdf/p537.pdf>
- Perea, I. M. (2013). *Modelación del delta de sedimento en un embalse que presenta rápidas fluctuaciones de nivel*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- Pinilla, G., Rodríguez, E., & Camacho, L. (27 de Agosto de 2013). *Dirección Nacional de Bibliotecas-Acta Biológica Colombiana*. Recuperado el 30 de Marzo de 2015, de Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia:
<http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/38040/43318#fig1>
- Pizarro, R., Sangüesa, C., Flores, J., & Martínez, E. (2005). *Elementos de ingeniería hidrológica para el mejoramiento de la productividad silvícola*. Talca: CORFO.

- Poff, N. L., Allan, J., Bain, M., Karr, J., Prestegard, K., Richter, B., . . . Stromberg, J. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- POMCA. (2011). Modelo de distribución de biodiversidad sensible. En Corpoguajira, C.I.C, & UAESPNN, *Plan de Ordenamiento de la cuenca del río Ranchería* (Vol. IV, pág. 156). Bogotá: Corpoguajira.
- Pozo, J., Elozegi, A., Diez, J., & Molinero, J. (2009). Dinámica y relevancia de la material orgánica . En A. Elozegi, & S. Sabater, *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (págs. 141-167). Bilbao: Fundación BBVA.
- Preciado, A. P. (1999). *El problema del Río Bogotá*. Recuperado el 20 de Marzo de 2015, de Al verde vivo:
<http://alverde vivo.org/SitioAntiguo/Documentos/EL%20PROBLEMA%20DEL%20RIO%20BOGOTA.pdf>
- Pringle, C., Hemphill, N., McDowell, W., Bernarek, A., & March, J. (1999). Linking species and ecosystems: effects of diferents macrobiotic assamblages on interstream differences in benthic organic matter. *Ecology*, 80, 1860-1872.
- Rankin, A. (2002). *Agua y deuda ecológica*. Bogotá: CENSAT Agua viva.
- Red de Fondos Ambientales de Latinoamerica y el Caribe (RedLAC). (2011). *Oportunidades para los fondos ambientales en esquemas de compensacióny offset*. Paramaribo: Redlac-Funbio.

- Richter, B., & Richter, H. E. (2000). Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology*, 14(5), 1467-1478.
- Rodriguez, F. (21 de Febrero de 2012). *La desviación del río Ranchería un crimen de lesa humanidad?* Obtenido de Colombia punto medio:
<http://www.colombiapuntomedio.com/Portals/0/Archivos2013/Cerrej%C3%B3n2013/LA%20DESVIACION%20DEL%20RIO%20RANCHERIA%20UN%20CRIMEN%20DE%20LESA%20HUMANIDAD..pdf>
- Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología tropical* (Segunda edición ed.). Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- Ruckerlshaus, M., Levin, P., Johnson, J., & Kareiva, P. M. (2002). The Pacific salmon wars: what science brings to the challenge of recovering species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 665-706.
- Ruiz, A. (2003). *Presas. Su relación con el medio ambiente*. Recuperado el 30 de Marzo de 2015, de Sociedad Española de Presas y Embalses:
http://www.seprem.es/st_agua_f/PRESAS-SU_RELACION_CON_EL_MEDIO_AMBIENTE.pdf
- Sabater, S., & Tockner, K. (2010). Effects of Hydrologic Alterations on the Ecological Quality of River Ecosystems. En S. Sabater, & D. Barceló, *Water Scarcity in the Mediterranean* (págs. 15-39). Alemania: Springer Berlin Heidelberg.

- Sabater, S., Donato, J., Giorgi, A., & Elosegí, A. (2009). El río como ecosistema. En A. Elosegí, & S. Sabater, *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (págs. 23-37). Bilbao: Fundación BBVA.
- Sadler, B., Vanclay, F., & Verocai, I. (2000). Evaluación ambiental y social para grandes represas. En W. C. Dams, *Repesas y desarrollo. Un nuevo marco para la toma de decisiones* (págs. 99-132). EE.UU.: Earthscan Publications Ltd.
- Salinas, A. Y. (2011). *La represa de Ranchería. Un ejemplo de lo que no debe hacerse*. Guajira: Indepaz.
- Sánchez, O. (2007). Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. En O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez, & L. Zambrano, *Perspecticas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México* (págs. 11-36). México D.F.: INE-SEMARNAT.
- SEPA (Scottish Enviroment Protection Agency). (2003). *Guidance on monitoring of landfill leachate, groundwater and surface water* (Segunda edición ed.). Escocia: SEPA.
- Sherry, E., & Myers, H. (2002). Traditional environmental knowledge in practice. *Society & Natural Resources*, 15(4), 345-358.
- Soto, A., & Sarmiento, M. (2014). Hidrocarburos y compensaciones por pérdida de biodiversidad: oportunidad para el desarrollo sostenible. *Revista de Ingeniería*, 40, 63-68.

Stancich, P. (2003). Cuando los ríos se modifican, pierden los pueblos y la biodiversidad. 1
-22.

Stromberg, J., Lite, S., Maler, R., Paradzick, C., Shafroth, P., Shorrocks, D., . . . White, M.
(2007). Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the Tamarix case.
Global Ecology and Biogeography, 381-393.

Temple, H., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J., . .
. Vincelette, M. (2011). *Previsiones conducentes a un impacto neto positivo sobre
la biodiversidad en las operaciones de Rio Tinto QMM*. Gland: Unión Internacional
para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales.

UNICEF; World Health Organization. (2012). *Progress on drinking water and sanitation*
(1 ed.). Estados Unidos: WHO Library Cataloguing.

Urrego, A., & Ramírez, J. (2000). Cambios diurnos de variables físicas y químicas en la
zona de ritral del río Medellín, Colombia. *Caldasia*, 22(1), 127-141.

Vélez, F. A. (2009). *Propuesta metodológica para la evaluación y cuantificación de la
alteración del régimen de caudales de corrientes alteradas antrópicamente, caso
Urrá I*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.

Vélez, H. (2005). *Remendar el agua. Ecología política y justicia ambiental*. Bogotá:
CENSAT AGUA VIVA.

Vidal, J. S. (2009). *Investigación sobre estudios de impacto ambiental para proyectos de
embalse de agua*. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.

Weng, C. N. (2005). Sustainable management of rivers in Malaysia: Involving all stakeholders. *International Journal of River Basin Management*, 3(3), 147-162.

World Commission on Dams (WCD). (2000). *Represas y desarrollo. Un nuevo marco para la toma de decisiones*. EE.UU.: Comisión Mundial de Represas.