

“Por la cual se expide la metodología para la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá”

**DIRECCION DE GESTIÓN INTEGRAL DEL RECURSO HIDRICO – DGIRH
INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES -
IDEAM**

DOCUMENTO TÉCNICO DE SOPORTE



1	INTRODUCCION	3
2	MARCO NORMATIVO Y DE POLÍTICA	5
3	DIAGNÓSTICO	7
3.1	Aspectos normativos	7
3.2	Aspectos técnicos y de realidad territorial.....	8
3.2.1	Estado y presión sobre el recurso hídrico.....	9
3.2.2	Posibles efectos del cambio climático sobre el mantenimiento de la oferta hídrica en el país	17
3.2.3	Emisiones de gases de efecto invernadero desde embalses	17
3.2.4	Afectaciones sobre los ecosistemas acuáticos.....	18
4	CONSIDERACIONES TÉCNICAS	20
4.1	Marco conceptual.....	20
4.1.1	Objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua.....	21
4.1.2	Componentes del régimen natural de flujo	22
4.1.3	Régimen natural de flujo y su rol en los ecosistemas acuáticos	23
4.1.4	Régimen alterado de flujo	24
4.2	Enfoque metodológico	25
4.2.1	Escala regional.....	25
4.2.2	Escala local.....	27
5	ANÁLISIS DE IMPACTO	29
5.1	Posibles disminuciones en la oferta disponible	29
5.1.1	Macrocuenca Magdalena-Cauca.....	29
5.2	Posibles efectos de la aplicación de algunos detalles técnicos en la metodología.	35
5.3	Relación diagnóstico/impactos esperados	35
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DE SOPORTE	37



1 INTRODUCCION

El régimen natural de flujo puede ser considerado como la "variable maestra" que limita la distribución y abundancia de especies y regula la integridad ecológica en los sistemas fluviales ya que condiciona muchas características fisicoquímicas tales como temperatura, geomorfología del cauce y diversidad de hábitats (Poff et al., 1997). En tal sentido, hay un consenso mundial en entender que los ecosistemas de agua dulce requieren un régimen de flujo variable, más allá que un valor mínimo, para mantener unos límites de sostenibilidad en su aprovechamiento (Richter, 2009). En ese contexto, el caudal ambiental es entendido en la actualidad como una herramienta fundamental para la armonización de la toma de decisiones frente a los usos del agua y la conservación de ecosistemas acuáticos y sus ecotonos (Magdaleno, 2018).

En el marco del desarrollo de la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico - PNGIRH (MAVDT, 2010), se han reconocido los avances (Tharme, 2003; Poff et al., 2010; Poff et al., 2017; Arthington et al., 2018) y consensos mundiales frente al concepto de caudal ambiental (Declaración de Brisbane, 2007) y lo que se entiende por requerimientos ambientales de agua de manera genérica (Adams, 2012). Por ello, se avanzó en la definición de caudal ambiental que quedó incorporada en el Decreto 1076 de 2015, modificado por el Decreto 050 de 2018, en los siguientes términos: "*Volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos*". Dicha definición incorpora la dimensión de ecosistemas acuáticos en su amplitud, es decir, aplica a sistemas lénticos y lóticos, así como la dimensión integral de servicios ecosistémicos establecida en la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos – PNGIBSE (Minambiente, 2012).

Considerando lo anterior, el caudal ambiental en el contexto de la PNGIRH orientará los límites de sostenibilidad para el aprovechamiento del recurso hídrico a la escala regional al ser incorporado en la estimación de la oferta hídrica disponible la cual está presente en los análisis y toma de decisiones de instrumentos de planificación como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas – POMCA y los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH, así como instrumentos de administración como las reglamentaciones del uso de las aguas y los permisos de concesión de aguas de acuerdo con lo establecido en el Decreto 1076 de 2015. Por otra parte, en el marco de los procesos de licenciamiento ambiental que así lo requieren, el análisis de la alteración del régimen natural de flujo en los estudios de impacto ambiental contribuirá en las decisiones a que haya lugar en materia de impactos ambientales.

La presente metodología técnica desarrolla el concepto de caudal ambiental mediante un enfoque metodológico orientado por la condición ecológica o el objetivo ambiental trazado por la Autoridad Ambiental para el cuerpo de agua en el que se tomarán decisiones para su aprovechamiento sostenible. Dentro del enfoque se orientan criterios para la estimación cuantitativa del caudal ambiental y su evaluación a la luz de los servicios ecosistémicos que presta o prestará el cuerpo de agua en las unidades de análisis básicas a dos escalas de trabajo diferentes: i) regional, para el caso de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico a ser implementados por la Autoridad Ambiental competente para la gestión integral del recurso hídrico; ii) local, para el caso de estudios de impacto ambiental donde se involucra la estimación del caudal ambiental desde un enfoque de análisis de la alteración del régimen natural de flujo y de los servicios

ecosistémicos hacia aguas abajo del proyecto, obra o actividad. En ambos casos se involucran criterios hidrológicos, geomorfológicos, hidráulicos, de calidad del agua, ecológicos y de servicios ecosistémicos.

La metodología consta de cuatro capítulos. En el primero, se presentan los antecedentes del proceso, el objeto y alcance. En el segundo, se presenta el enfoque conceptual y metodológico para la estimación y evaluación del caudal ambiental en el río Bogotá. En el tercero, se establecen los criterios mínimos a considerar para el desarrollo del enfoque metodológico en el caso de instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico a ser implementados por la Autoridad Ambiental competente. En el cuarto, se establecen los criterios mínimos a considerar para el desarrollo del enfoque metodológico en el caso de estudios de impacto ambiental de actividades donde se requiere la estimación del caudal ambiental. Finalmente, se presenta el listado de referencias bibliográficas citadas y los respectivos anexos referenciados.

El objetivo general de la metodología consiste en establecer un enfoque metodológico y criterios mínimos para la estimación y evaluación de caudales ambientales para el río Bogotá, en el marco de la estimación de la oferta hídrica disponible a escala regional, así como en procesos de licenciamiento ambiental que así lo requieran. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Establecer el alcance de la estimación del caudal ambiental en el río Bogotá a escala regional, en el marco de los instrumentos de administración y planificación del recurso hídrico, así como en los procesos de licenciamiento ambiental a escala local.
- Definir el enfoque metodológico y los criterios mínimos para su desarrollo de acuerdo con el alcance de su aplicación a escala regional y local.
- Establecer los mecanismos de seguimiento a la implementación de los caudales ambientales, con el propósito de verificar las hipótesis de alteración hidrológica y ecológica según la escala de trabajo.



2 MARCO NORMATIVO Y DE POLÍTICA

La Constitución Política en sus artículos 79 y 80 establece que todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano y que es deber del Estado y de los particulares el de proteger las riquezas naturales, la diversidad e integridad del ambiente y conservar las áreas de especial importancia ecológica de la Nación. Para ello, el Estado debe planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución, además de prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental.

El artículo 2 del Decreto – Ley 2811 de 1974 *“Por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente”*, determina que dicho Código tiene como objeto: *“1. Lograr la preservación y restauración del ambiente y la conservación, mejoramiento y utilización racional de los recursos naturales renovables, según criterios de equidad que aseguran el desarrollo armónico del hombre y de dichos recursos, la disponibilidad permanente de éstos, y la máxima participación social para beneficio de la salud y el bienestar de los presentes y futuros habitantes del territorio Nacional.”*

El artículo 8 del Decreto - Ley ídem, establece entre otros, los siguientes principios para el uso de los recursos naturales renovables:

- *“(…) Los recursos naturales y demás elementos ambientales deben ser utilizados en forma eficiente, para lograr su máximo aprovechamiento con arreglo al interés general de la comunidad.*
- *Los recursos naturales renovables no se podrán utilizar por encima de los límites permisibles que, al alterar las calidades físicas, químicas o biológicas naturales, produzcan el agotamiento o el deterioro grave de esos recursos o se perturbe el derecho a ulterior utilización en cuanto ésta convenga al interés público (…).”*

El artículo 89 del mencionado Decreto-Ley dispone que *“La concesión de un aprovechamiento de aguas estará sujeta a las disponibilidades del recurso y a las necesidades que imponga el objeto para el cual se destine.”*

El aludido Decreto-Ley 2811 en su artículo 134 establece que el Estado debe *“(…) garantizar la calidad del agua para consumo humano, y en general, para las demás actividades en que su uso es necesario. Para dichos fines deberá: (...) i.- Promover y fomentar la investigación y el análisis permanente de las aguas interiores y de las marinas, para asegurar la preservación de los ciclos biológicos y el normal desarrollo de las especies, y para mantener la capacidad oxigenante y reguladora del clima continental”.*

Por otra parte, la Sección Primera del Consejo de Estado, mediante sentencia proferida dentro del expediente AP 25000-23-27-000-2001-9479-01 del 28 de marzo de 2014 y ejecutoriada el 14 de agosto de 2014, en el numeral 4.30, dispone:

“ORDÉNASE al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en coordinación con el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia – Ideam que en el término perentorio e improrrogable de veinticuatro (24) meses contados a partir de la



ejecutoria de esta sentencia, desarrolle y adopte una metodología específica para estimación del caudal ambiental y ecológico del río Bogotá”

El numeral 5 del artículo 2.2.3.1.5.2. del Decreto 1076 de 2015, establece que la ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas se hará teniendo en cuenta *“la oferta, la demanda, actual y futura de los recursos naturales renovables, incluidas las acciones de conservación y recuperación del medio natural para propender por su desarrollo sostenible y la definición de medidas de ahorro y uso eficiente del agua”*.

El artículo 2.2.3.2.13.1. del Decreto ídem, señala que la Autoridad Ambiental competente con el fin de obtener una mejor distribución de las aguas de cada corriente o derivación, de acuerdo con lo previsto en los artículos 156 y 157 del Decreto-Ley 2811 de 1974, reglamentará cuando lo estime conveniente, el aprovechamiento de cualquier corriente o depósito de aguas públicas.

El numeral 14 del artículo 2.2.3.3.1.3. del Decreto en cita define el caudal ambiental como el *“Volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos”*.

El artículo 2.2.3.3.1.4. del Decreto anteriormente señalado establece que *“El ordenamiento del recurso hídrico es un proceso de planificación mediante el cual se fija la destinación y usos de los cuerpos de agua continentales superficiales y marinos, se establecen las normas, las condiciones y el programa de seguimiento para alcanzar y mantener los usos actuales y potenciales y conservar los ciclos biológicos y el normal desarrollo de las especies. (...)”*

Acorde con lo establecido en el artículo 2.2.3.3.1.6. del Decreto en mención, entre los aspectos mínimos del ordenamiento se debe tener en cuenta *“la oferta hídrica total y disponible, considerando el caudal ambiental”*.

Considerando lo anterior, es necesario establecer un marco metodológico con unos criterios mínimos a ser considerados en la estimación del caudal ambiental a escala regional por parte de las Autoridades Ambientales competentes y a escala local por parte de los usuarios objeto de licenciamiento ambiental donde se involucra el caudal ambiental.



3 DIAGNÓSTICO

3.1 Aspectos normativos

La Resolución 865 de 2004, del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MAVDT, introdujo el concepto de caudal ecológico, caudal mínimo, o caudal mínimo remanente como el caudal requerido para el sostenimiento del ecosistema, la flora y la fauna de una corriente de agua. Lo anterior, para efectos de la estimación del índice de escasez, el cual se utiliza luego en el cálculo de la tasa por utilización de agua. Allí se menciona que las Autoridades Ambientales escogerán entre los siguientes enfoques el que más se ajuste por condiciones de información disponible y de las características regionales particulares: hidrológicos, hidráulicos, de hábitat físico o el mínimo histórico utilizado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.

En el 2008, la Dirección de Licencias del MAVDT firmó con la Universidad Nacional de Colombia el Contrato No. C-0076-08, con el objeto de definir una metodología para la evaluación de caudales ambientales en proyectos objeto de licenciamiento ambiental. Los resultados de dicho proceso (UN y MAVDT, 2008) son el referente que la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales está considerando desde 2013, tras algunas modificaciones para proyectos, obras o actividades objeto de licenciamiento ambiental en el cual se incorpora el caudal ambiental (ver ANLA, 2013). Este enfoque involucra los siguientes componentes: hidrológico, hidráulico y de calidad de agua, socioeconómico y ecológico.

En el 2008, el mismo MAVDT realizó un estudio que consistió en obtener un análisis regional para la estimación de caudales ambientales, el cual se aplicó en la macrocuenca Magdalena-Cauca, utilizando como marco de referencia el enfoque denominado Límites Ecológicos de Alteración Hidrológica – ELOHA por sus siglas en inglés (Poff et al., 2010). El resultado del ejercicio evidenció la necesidad de evaluar y proponer criterios técnicos generales para la estimación de caudales ambientales a escala regional, aplicables en todo el territorio nacional.

En el 2010, con la adopción de la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico (MAVDT, 2010) se incorporó la necesidad de mantener unos caudales mínimos para el funcionamiento de los ecosistemas clave y los procesos hidrológicos de los que depende la oferta hídrica en el país. En concordancia con ello, en el entonces Decreto 3930 se definió el caudal ambiental como “*Volumen de agua necesario en términos de calidad, cantidad, duración y estacionalidad para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos y para el desarrollo de las actividades socioeconómicas de los usuarios aguas abajo de la fuente de la cual dependen tales ecosistemas*”. Lo anterior porque el caudal ambiental se le descuenta a la oferta hídrica total a efectos de obtener la oferta hídrica disponible en la formulación del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico - PORH. Los criterios para la formulación de dicho instrumento se construyeron entre 2012 y 2014 obteniendo como resultado una versión publicada de Guía técnica (Minambiente, 2014). Allí se identificó la necesidad de establecer un enfoque metodológico para la estimación del caudal ambiental aplicable a dicho instrumento, teniendo en cuenta que su análisis es de escala regional.

En el 2014, el Minambiente contrató un estudio (INGETEC, 2014) para evaluar las metodologías presentes hasta la fecha y formular una propuesta metodológica ajustada para la estimación del



caudal ambiental en Colombia con énfasis en proyectos de licenciamiento ambiental, así como identificar unas directrices generales para su aplicación a escala regional. Para pasar de un enfoque de licenciamiento ambiental a escala local a una visión de gestión integral del recurso hídrico a escala regional fue necesario plantear una estrategia de construcción de los soportes técnicos, de acuerdo con el estado del arte en la temática, con el fin de definir un enfoque de estimación del caudal ambiental en los instrumentos que lo requieren a escala regional para la gestión integral del recurso hídrico. Para ello se realizó un estudio piloto (Minambiente y CORNARE, 2016) en el que se tenían diferentes condiciones contrastantes del estado y presión sobre el recurso hídrico para considerar diferentes dimensiones de prestación de servicios ecosistémicos desde un enfoque holístico para la estimación del caudal ambiental.

Considerando los anteriores antecedentes, el proceso de construcción de la presente metodología se realizó reconociendo los soportes de enfoques aplicados a escala local para el licenciamiento ambiental obtenidos hasta 2014, así como los relacionados con la gestión integral del recurso hídrico desde las funciones propias de Autoridad Ambiental hasta 2017.

3.2 Aspectos técnicos y de realidad territorial

Mientras la población necesita agua directamente para beber, cultivar, generar energía y soportar las diferentes demandas de los sectores de la economía, los ecosistemas también requieren de agua para su subsistencia y prestación de servicios a los humanos. Hay una necesidad fundamental por atender los requerimientos ecológicos y optimizar los beneficios sociales a lo largo de un amplio espectro de demandas de recurso hídrico para el logro de la sostenibilidad en la gestión y aprovisionamiento de agua (EEM, 2005), considerando el aumento poblacional y los posibles efectos asociados al cambio climático (Vörösmarty et al., 2000).

De acuerdo con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM, 2005): *“Se estima que los humedales (incluyendo lagos, ríos, marismas y extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no excede los seis metros) cubren más de 1.200 millones de hectáreas, un área 33% más grande que los Estados Unidos y 50% más grande que Brasil. Sin embargo, se sabe que esta estimación no considera a muchos tipos de humedales. Asimismo, se requiere mayor información para algunas regiones geográficas. Más del 50% de tipos específicos de humedales que existían en partes de Norte América, Europa, Australia y Nueva Zelandia fueron destruidos durante el Siglo XX y muchos otros en diversas partes del mundo fueron degradados. Los humedales proporcionan una amplia gama de servicios de los ecosistemas que contribuyen al bienestar humano, como pescado y fibras, abastecimiento y purificación de agua, regulación del clima, control de las inundaciones, protección de costas, oportunidades de recreación y, cada vez más, el turismo. Si se consideran los beneficios económicos de los humedales, tanto de los que entran en el mercado como los que no, el valor económico total de los humedales no convertidos es usualmente mayor que el de aquellos convertidos para otros usos”*.

Hay un consenso mundial en entender que los ecosistemas de agua dulce requieren un régimen de flujo variable, más allá que un valor mínimo, para su sostenimiento (Poff et al., 1997) y por ello se ha avanzado en entender que los *“caudales ecológicos (o ambientales) son los flujos de agua, el momento de aplicación y la calidad del agua precisos para mantener los ecosistemas de agua dulce y de los estuarios, así como los medios de subsistencia y bienestar de las personas que dependen de tales ecosistemas”* (Declaración de Brisbane, 2007). Por ello, en la legislación



colombiana se avanzó en una definición de caudal ambiental acorde con dicho consenso, tal como quedó contemplada en el Decreto 050 de 2018: “*Volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos*”.

El imperativo de incorporar las necesidades ecosistémicas de agua dulce con visión de cuenca hidrográfica en la planificación del recurso hídrico a escala regional esta siendo reconocido cada vez más en la arena internacional (GWSP, 2005; Declaración de Brisbane, 2007). Sin embargo, la velocidad e intensidad con la que se están produciendo alteraciones en el régimen natural de flujo en los ríos excede con creces la habilidad de la ciencia para evaluar los efectos en cada río a pesar de los métodos existentes para ello (ver Tharme, 2003; Arthington et al., 2010; Poff y Zimmerman, 2010; Poff y Matthews, 2013). Por ello, como lo plantean Poff et al., (2010) desde una propuesta de enfoque holístico de consenso de diversos científicos a nivel mundial, un reto clave para asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas de agua dulce es sintetizar el conocimiento y experiencia ganada desde casos de estudio individuales hacia un marco científico que soporte y guíe el desarrollo de estándares de caudal ambiental a la escala regional. La presente reglamentación se enfoca a atender tales retos considerando el estado y presión que existe sobre el río Bogotá, así como de los efectos que tales presiones sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos sobre la base de la información disponible.

3.2.1 Estado y presión sobre el recurso hídrico

De acuerdo con el Estudio Nacional del Agua – ENA 2018 (IDEAM, 2019), se tienen algunas cifras relacionadas con el estado natural y la presión que sobre el recurso hídrico se tiene en Colombia con la información allí compilada. Dicho estudio contempla un modelo de análisis integrado de las características, estado, dinámica y tendencias del recurso hídrico, así como una evaluación de procesos del medio natural e interacción con procesos sociales y económicos. Las unidades básicas de análisis son las establecidas en la zonificación hidrográfica nacional (IDEAM, 2018) en la cual se tienen 5 áreas hidrográficas (macrocuencas), dentro de las cuales hay 41 zonas y 316 subzonas hidrográficas. Como un reflejo del carácter deficitario o de excedencia de agua en las subzonas hidrográficas del país en condiciones promedio, el índice de aridez muestra porcentajes de variación entre altos excedentes de agua a moderado a excedentes sumando un 79% frente a un 21% del total que alerta ya sobre porcentajes entre moderado a altamente deficitario de agua (Figura 1).

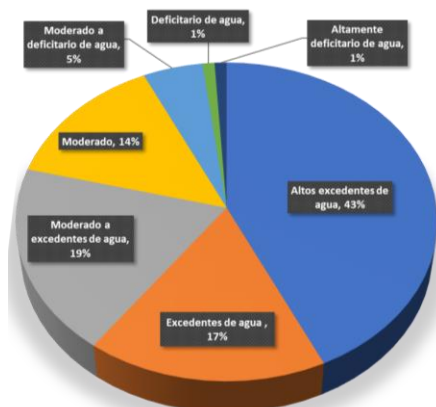




Figura 1 Porcentaje de subzonas hidrográficas para cada categoría del índice de aridez.
Fuente: desde IDEAM (2015).

Dichos porcentajes tienen una variación significativa en función de las áreas hidrográficas o macrocuencas como puede verse en la distribución de categorías en el mapa de la zonificación hidrográfica nacional en la Figura 2.

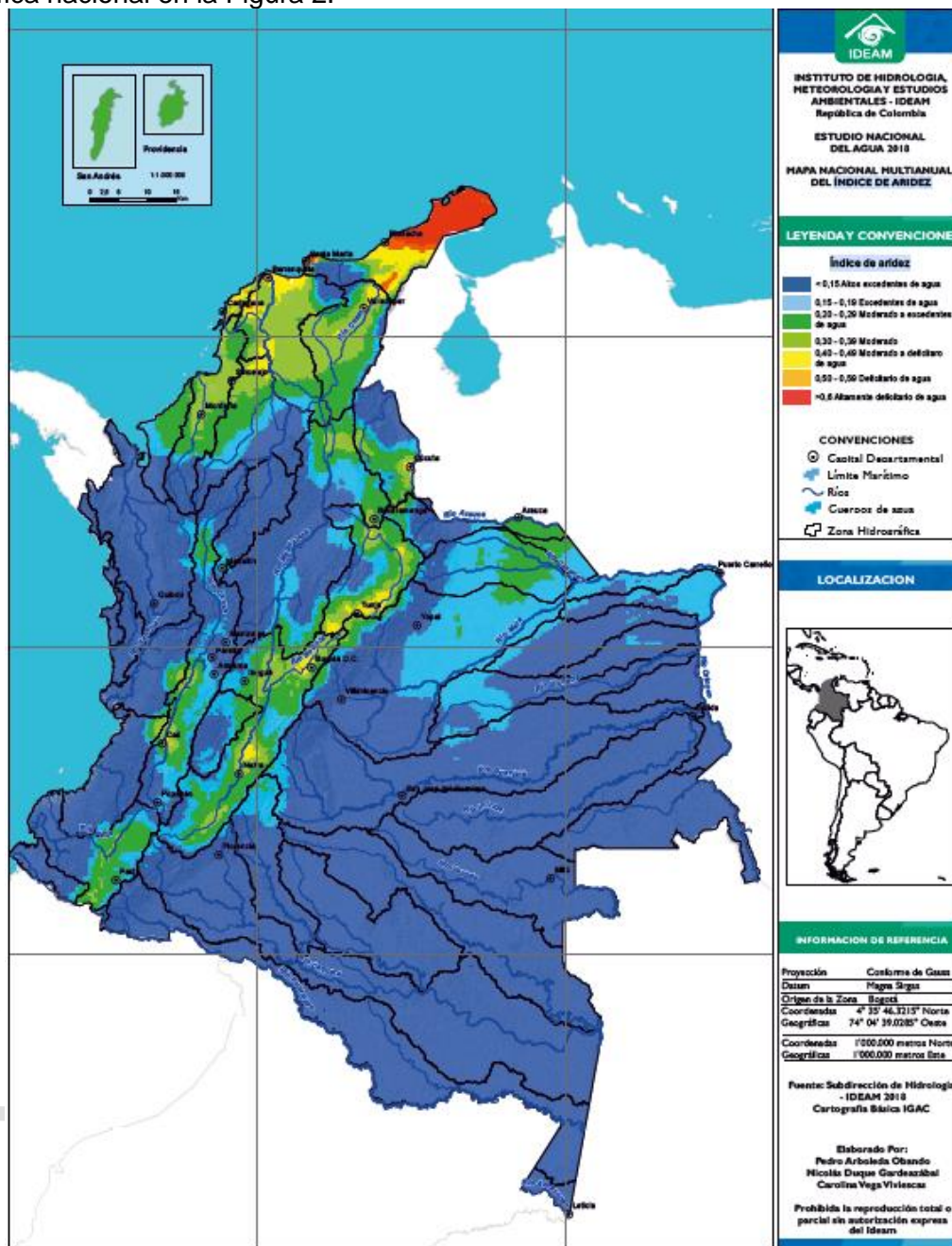


Figura 2 Distribución del índice de aridez para Colombia. Fuente: IDEAM (2018).

De la distribución espacial de las categorías del índice de aridez de la Figura 2, se pueden derivar que macrocuencas como la Magdalena-Cauca (macrocuenca en la que se localiza el río Bogotá) y el Caribe tienen porcentajes que suman 46% y 41% respectivamente, para las categorías de entre moderado y altamente deficitario de agua como se muestra en la Figura 3.

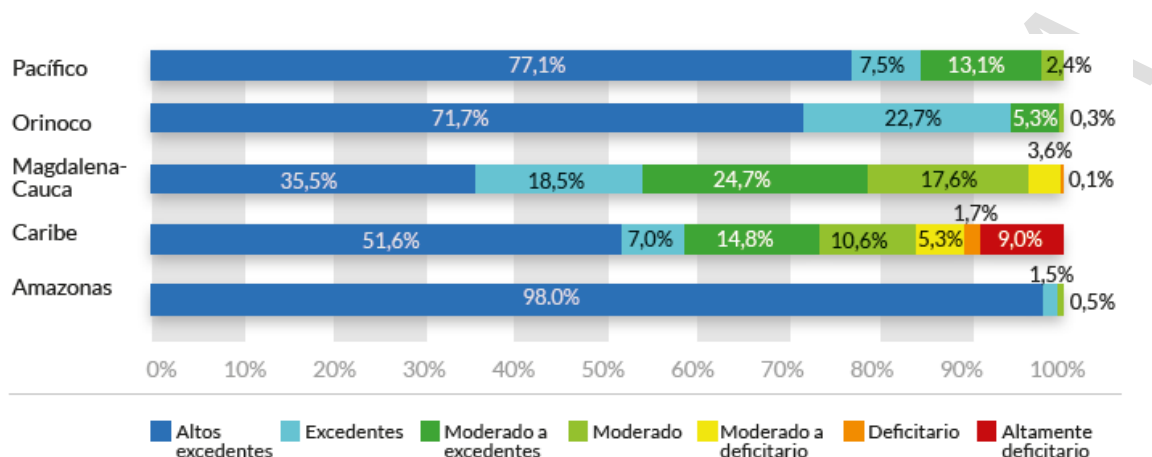


Figura 3 Porcentaje de subzonas hidrográficas por área hidrográfica para cada categoría del índice de aridez. Fuente: IDEAM (2018).

Al pasar del balance hídrico de largo plazo (que indirectamente refleja el índice de aridez) a datos observados de caudales en las diferentes macrocuencas, puede notarse que la Magdalena-Cauca (macrocuenca en la que se localiza el río Bogotá) es la que menor valor rendimiento hídrico tiene y la segundo de menor oferta después de la región Caribe (Figura 4). Dicho comportamiento refleja condiciones de restricciones en el aprovechamiento del recurso hídrico desde el punto de vista de la oferta, la cual puede estarse viendo afectada por una gran demanda, factores de degradación ambiental en las cuencas hidrográficas y posibles efectos climáticos.

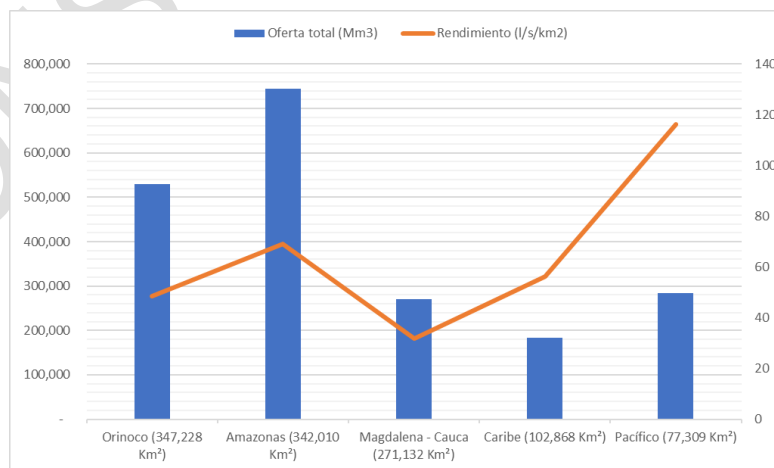


Figura 4 Oferta total y rendimiento hídrico para las macrocuencas de Colombia. Fuente: desde IDEAM (2015).



La distribución espacial de la esorrentía media mensual multianual para condiciones promedio y secas refleja la heterogeneidad existente en el territorio y se muestra como las áreas hidrográficas de Magdalena-Cauca y Caribe son las que presentan valores más críticos (Figuras 5 y 6 respectivamente para condiciones promedio y secas). Comparando los valores de oferta total anual en condiciones promedio con las secas, se puede apreciar que las reducciones en la oferta son sustanciales en condiciones secas con reducciones de un 56% en la macrocuenca Magdalena-Cauca (macrocuenca en la que se localiza el río Bogotá), 44% en la Caribe, 41% en Pacífico, 39% en Orinoco y 32% en Amazonas. Lo anterior muestra una señal clara frente a la necesidad de adaptaciones a las condiciones de afectación de fenómenos de variabilidad climática en el comportamiento de la oferta hídrica, por lo que es necesario tener concesiones de agua que sean variables mes a mes, así como diferentes para años hidrológicos de condiciones promedio, secas e incluso húmedas.

De los datos reportados por el ENA 2018 (IDEAM, 2019) respecto de la oferta hídrica en fuentes abastecedoras de los acueductos de las áreas urbanas municipales, se reportan un total de 391 cabeceras municipales con situaciones de desabastecimiento, siendo la mayoría (313) dependientes de fuentes superficiales. La distribución por área hidrográfica de las 391 cabeceras municipales que presentan alta probabilidad de desabastecimiento muestra que el mayor número se localiza en la cuenca Magdalena-Cauca, seguida de la Caribe, Orinoquia, Amazonia y Pacífica. Respecto a dichas condiciones de desabastecimiento, en la macrocuenca Magdalena-Cauca (en la que se localiza el río Bogotá), se concentra el 79% de las cabeceras municipales en dicha condición. Específicamente en la subzona hidrográfica río Bogotá, existen 10 cabeceras municipales que presentan alta probabilidad de desabastecimiento, de acuerdo con los resultados reportados por el ENA (IDEAM, 2019), incluyendo municipios como Agua de Dios, Anapoima y Nemocón, cuyas fuentes hídricas abastecedoras corresponden a afluentes del río Bogotá.

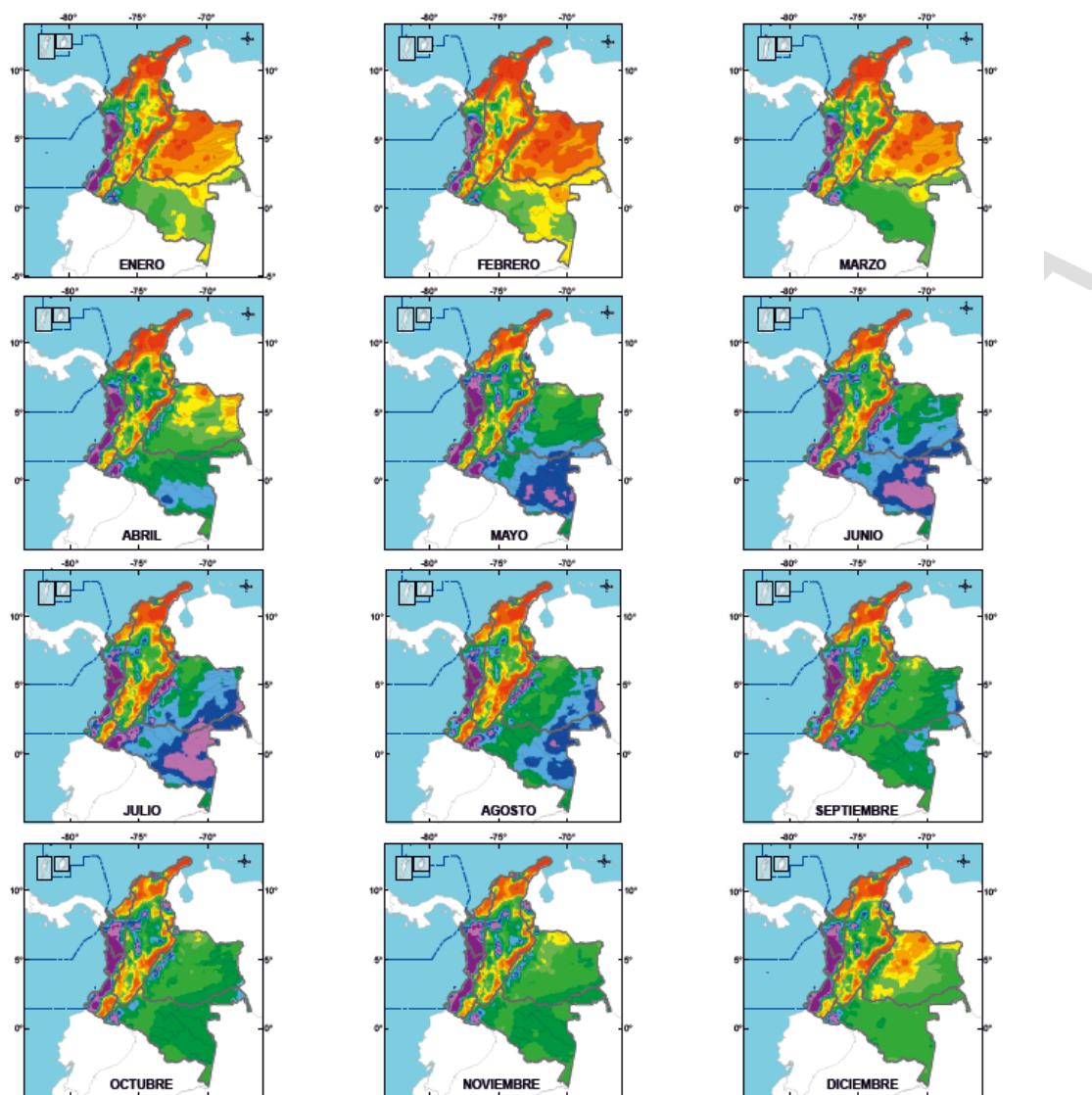


Figura 5 Escorrentía media mensual multianual para condiciones promedio. Fuente IDEAM (2018).

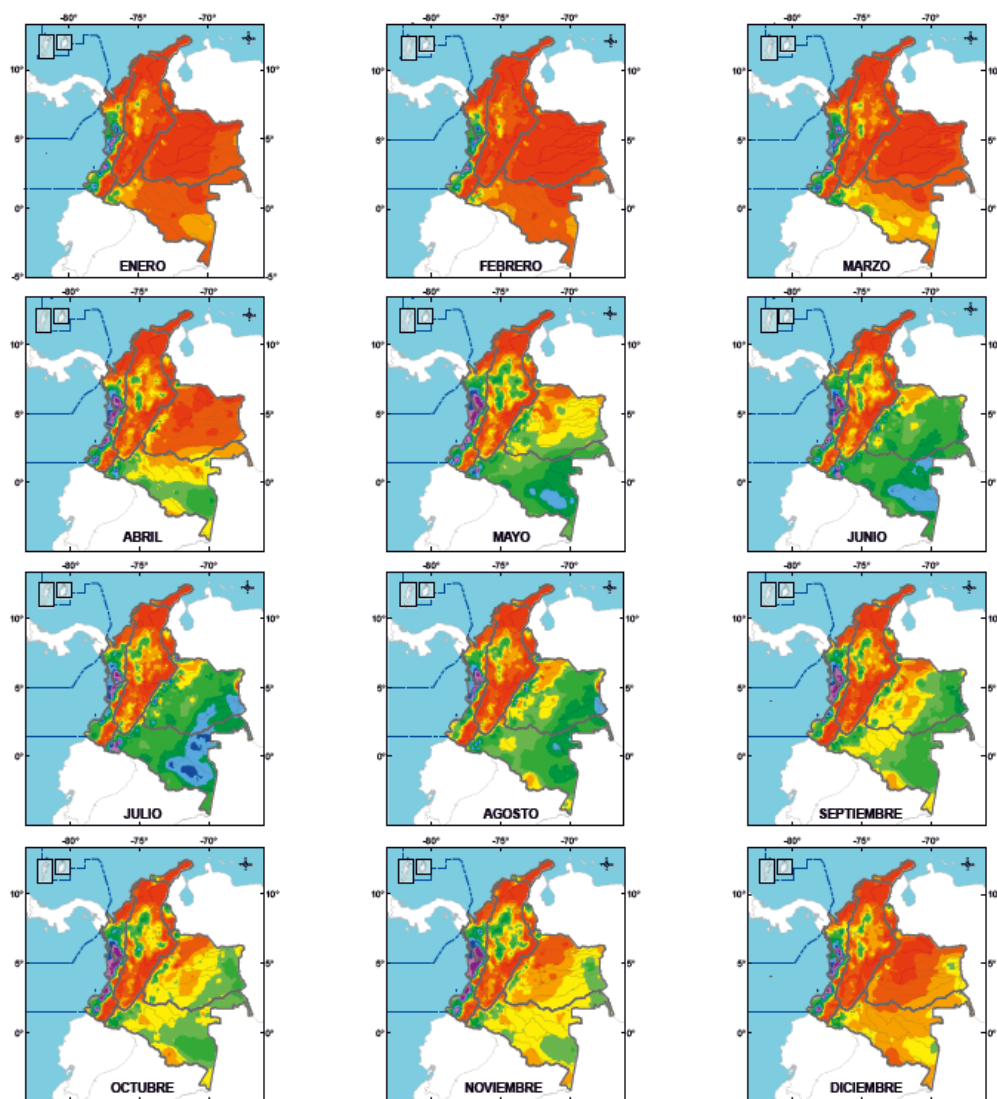


Figura 6 Escorrentía media mensual multianual para condiciones secas. Fuente IDEAM (2018).

Cruzando los valores de oferta hídrica anual con las de demanda anual puede obtenerse el índice de uso de agua superficial, el cual es un reflejo del grado de presión existente sobre el recurso hídrico. Como contexto nacional, se observa que las demandas reportadas en el ENA 2018



(IDEAM, 2019) corresponden con el aprovechamiento de los siguientes sectores presentados desde el nivel de macrocuencas hasta el nivel de subzonas hidrográficas y con datos de 2016: a) Agrícola: riego y post cosecha; b) Pecuario: población bovina, población porcina, población avícola y lugares de alojamiento; c) Acuícola; d) Industrial: manufactura y agroindustria en sacrificio; e) Construcción; f) Energía: hidroenergía (embalses, pequeñas centrales hidroeléctricas) y centrales térmicas; g) Minería: carbón y oro; h) Servicios: hospitales, establecimientos educativos y hoteles y; j) Doméstico. Adicionalmente se presenta el sector de hidrocarburos a nivel nacional, ya que contó con información que permitiese presentar los datos en los diferentes niveles de la zonificación hidrográfica nacional. De dicha información se tiene una demanda total anual de 37,308 millones de metros cúbicos la cual contrasta con los 2,023,113 millones de metros cúbicos de oferta hídrica total a nivel nacional. Para el caso del río Bogotá, se observa que la demanda se encuentra entre los 100 y 300 millones de metros cúbicos al año. Se resalta que la subzona hidrográfica río Bogotá se localiza en la macrocuenca Magdalena-Cauca, la cual presenta las mayores presiones por demanda a nivel nacional, junto con la macrocuenca Caribe (ver Figura 7), siendo las de menor oferta hídrica y rendimiento hídrico.

En la Tabla 1 se resumen los diferentes usos del agua y su porcentaje de participación respecto de la demanda anual total para todo el país. Allí se tienen cinco sectores como principales demandantes del recurso hídrico (Agrícola, Energía, Pecuario, Energía, Industrial) cuyas actividades tienen diferentes implicaciones en el aprovechamiento del mismo. Mientras usos extractivos como el agrícola, doméstico, pecuario e industrial afecta la disponibilidad del recurso aguas abajo, usos como el de energía desde hidroeléctricas producen efectos principalmente por la regulación del régimen de flujo y la fragmentación de la red de drenaje por la construcción de las presas con implicaciones sobre la salud de los ecosistemas acuáticos. Tales implicaciones deben ser consideradas a la hora de estimar la oferta hídrica considerando el caudal ambiental. Si bien no se cuenta con datos específicos para el río Bogotá, la información presentada en la Tabla 1 presenta un contexto nacional que permite contar con un estimativo de los porcentajes de uso del agua para las diferentes actividades

Tabla 1. Demanda total de agua en 2016 en el territorio nacional. Fuente IDEAM (2018).

Usos del agua	Uso Total de agua 2016 (Mm³)	Porcentaje del total
Doméstico	2747	7.4%
Agrícola	16067	43.1%
Pecuario	3071	8.2%
Piscícola	3023	8.1%
Industria	1075	2.9%
Energía	9069	24.3%
Hidrocarburos	581	1.6%
Minería	668	1.8%
Servicios	571	1.5%
Construcción	436	1.2%

Mm³ = Millones de metros cúbicos.

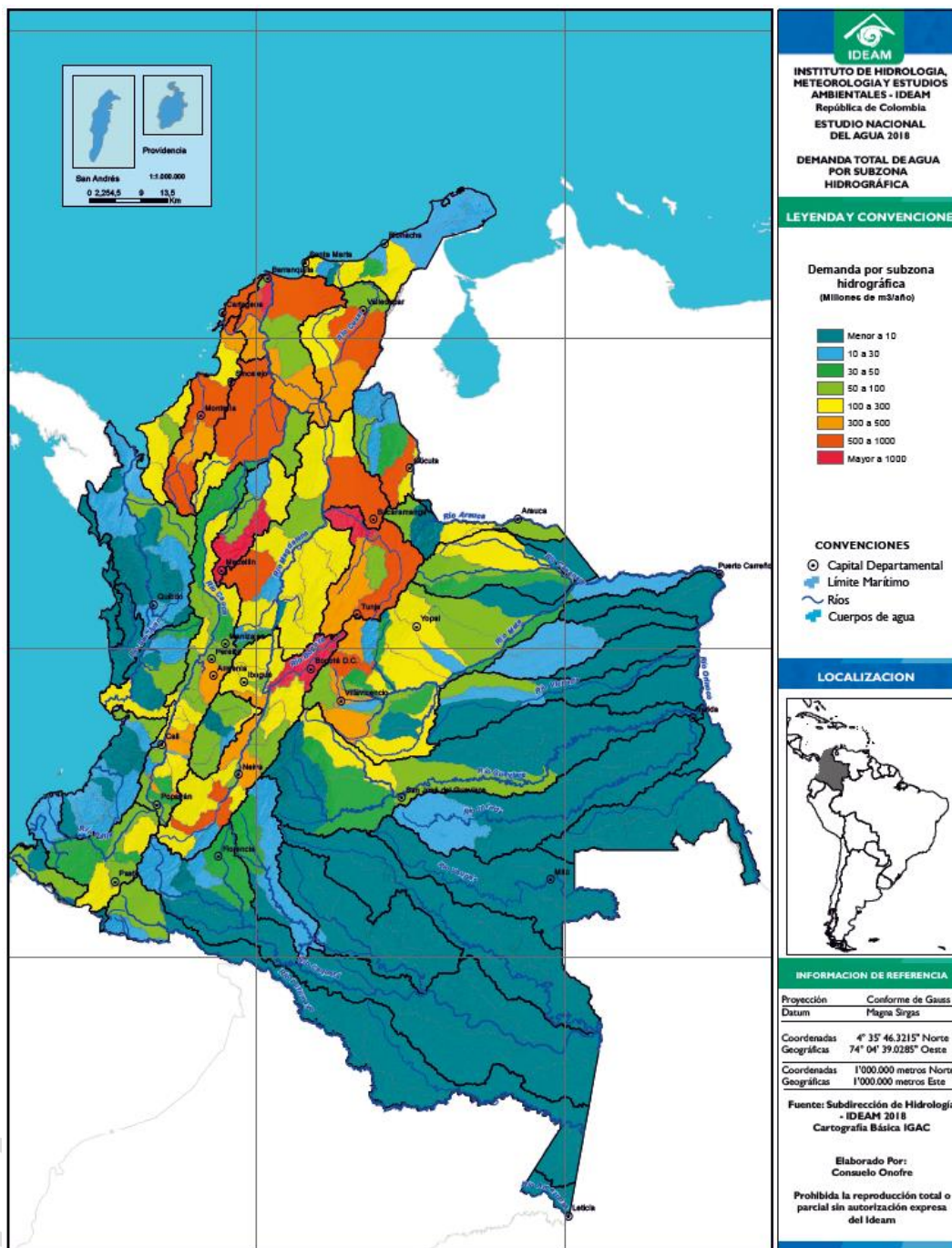


Figura 7 Demanda total de agua distribuida por subzonas hidrográficas. Fuente IDEAM (2018).



3.2.2 Posibles efectos del cambio climático sobre el mantenimiento de la oferta hídrica en el país

De acuerdo con lo presentado por Cardona-Pérez (2017), basada en una investigación realizada por Juan Carlos Alarcón Hincapié, se tienen las siguientes proyecciones de la modelación de las interacciones clima-territorio para el país en los periodos climáticos 2011-2040 y 2071-2100:

- Páramos y glaciares tienden a desaparecer a mediados de este siglo debido a que el acelerado cambio climático ocasionaría que estos ecosistemas pierdan su capacidad de adaptación.
- Para finales de siglo se crearían las condiciones climáticas óptimas para que se formen desiertos, y habría un notable incremento de bosque tropical seco, que dejaría el territorio más expuesto a incendios en la cobertura vegetal. El bosque tropical subhúmedo es la cobertura que se podría afectar en mayor proporción, con una pérdida del 11 % de su superficie original (cerca de 125.000 km²), área que se convertiría principalmente en bosque seco tropical. La presencia de temperaturas altas y pocas lluvias favorecería la aparición de coberturas vegetales de ambientes áridos, como desiertos y matorrales desérticos, que para finales de siglo abarcarían un 6 % del país
- Las áreas óptimas para cultivos se reducirían casi en un 50 % con respecto a la superficie actual, y las zonas secas en suelos con vocación agrícola disminuirían drásticamente provocando un costo ambiental mayor para hacer productivos esos suelos.
- Las áreas con un alto déficit de agua se incrementarían en la Costa Caribe, el Valle del Río Magdalena y la Orinoquia. El país tendería al aumento de zonas susceptibles a deslizamientos hasta del 7 %, y la malaria ascendería a un 44 %, sobre todo en los departamentos de Vichada, Amazonas, piedemonte caqueteño, Meta, occidente de Guainía, Urabá chocoano y antioqueño, y los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena.

Específicamente para la subzona hidrográfica río Bogotá, el Plan Regional Integral de Cambio Climático de la Región Capital Bogotá - Cundinamarca (IDEAM et al., 2014), estima que, para el año 2050, se esperan reducciones en la disponibilidad hídrica en la Sabana de Bogotá, así como aumento de la susceptibilidad a procesos de sequías y frecuencia de incendio en la Sabana de Bogotá y municipios como Zipaquirá, Madrid, Ubaté y Guachetá, entre otros efectos (IDEAM et al., 2014).

3.2.3 Emisiones de gases de efecto invernadero desde embalses

Está documentado que el efecto de los embalses, para producción hidroeléctrica, en zonas tropicales pueden llegar a tener mayores emisiones de gases de efecto invernadero que plantas generadoras con carbón. Ver por ejemplo los resultados que reporta Gunkel (2009) en Guinea Francesa y lo que allí reporta en otros estudios, por ejemplo en Brasil.

De acuerdo con Mayor Ruiz (2016) *“En el caso colombiano, la generación de energía eléctrica procede en un 70% de sistemas hidroeléctricos, los cuales son de cero emisiones y como consecuencia, las emisiones asociadas a la generación eléctrica solo contabilizan las procedentes de tecnologías que utilizan combustibles fósiles en sus procesos. En el presente documento, se presentan los resultados obtenidos de emisiones de gases de efecto invernadero*



(CO₂ y CH₄) de algunos embalses hidroeléctricos en Colombia que representarían un porcentaje adicional a lo que actualmente está considerando el país como emisiones del sistema de generación de energía eléctrica. De acuerdo con las estimaciones hechas, estas emisiones representarían un porcentaje adicional, a las provenientes de la generación termoeléctrica (aquella que utiliza combustibles fósiles), que oscila entre el 11 y 20%". De acuerdo con lo anterior, los resultados son de estimaciones, sin embargo no se cuenta con los datos para cuantificar las posibles emisiones de los embalses existentes, sin embargo el estado trófico de embalses como el Muña o Porce son ya indicadores de las posibles emisiones de metano (efectos 25 veces mayor que los del CO₂ en el calentamiento global) que estos embalses pueden estar generando (Mayor Ruiz, 2016).

3.2.4 Afectaciones sobre los ecosistemas acuáticos

Con el fin de contar con un contexto general acerca de las afectaciones generadas por modificaciones en el régimen de caudales sobre los ecosistemas acuáticos, a continuación se presenta un breve resumen de los resultados obtenidos de estudios e investigaciones realizadas a nivel mundial y a nivel nacional en la materia. Se resalta que, aunque no se tienen resultados cuantitativos sobre este tipo de afectaciones directamente sobre el río Bogotá, el desarrollo de la metodología propuesta para la estimación de caudales ambientales permitirá trazar una línea base y hacer seguimiento al estado de los ecosistemas y los eventuales efectos que podría tener sobre los mismos el cambio en los atributos del régimen de caudales. Es importante anotar que esta afectación es de especial interés en la cuenca alta del río.

De acuerdo con Nilsson et al. (2005), cerca de dos tercios de los grandes ríos del mundo han sido fragmentados por presas y la proporción de ríos libres de obstáculos está declinando rápidamente (Zarfl et al., 2014) con un importante peso en las zonas tropicales (Gunkel, 2009; Finer y Jenkins, 2012; Winemiller et al., 2016; Anderson et al., 2018). Los efectos de las presas sobre los ecosistemas acuáticos ha tenido respuestas desde la ciencia a nivel mundial, pero hay lugares donde el conocimiento de la biodiversidad es una limitante para entender los posibles efectos de la construcción de éstas, lo cual se convierte en un reto urgente (Meyer et al., 2015). El caso del neotrópico es de particular interés debido a que converge la expansión de la generación hidroeléctrica con el hecho de ser la zona del planeta donde se encuentran los más altos grados de biodiversidad pero a su vez desconocimiento de cuan grande puede llegar a ser.

En el caso colombiano, existe un reto al respecto debido a que gran parte de la biodiversidad del territorio nacional se desconoce por aspectos institucionales, biogeográficos y la existencia de un conflicto social y armado que perduró por más de medio siglo. A pesar de ello se conoce por los reportes del Instituto Alexander von Humboldt (IAvH, 2017) que existen especies que desarrollan su ciclo biológico, o parte de él, en los ecosistemas acuáticos y que por ende la disponibilidad y calidad de hábitat para éstos debe preservarse en sus atributos más relevantes para no llegar a ocasionar amenazas en su existencia. Por ejemplo, respecto a especies de animales endémicos se tienen 367 anfibios, 115 reptiles y 311 peces de agua dulce. Respecto a especies están amenazadas en el país según la información obtenida de la serie Libros Rojos de Colombia, la resolución 092 de 2014 y los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) existen en total 43 reptiles, 55 anfibios, 26 decápodos dulceacuícolas y 53 peces de agua dulce.



Respecto a los efectos de las presas en los ecosistemas dulceacuícolas, recientemente se han publicado investigaciones (Carvajal-Quintero et al., 2017; Angarita et al., 2017) con información en la macrocuenca Magdalena-Cauca, en la cual se concentran la mayoría de presas ya construidas o planeadas (en proceso de construcción o ya licenciadas).

De los resultados encontrados por Carvajal-Quintero et al. (2017) se resalta lo siguiente: i) especies endémicas de peces de agua dulce están en mayor riesgo de extinción que las no-endémicas; ii) el efecto de las presas actuales y planeadas incrementa el grado de vulnerabilidad sobre las especies de peces; iii) en la situación actual de presas construidas, hay un 11% de incremento en el riesgo de extinción respecto de la condición natural; iv) especies migratorias y de interés para pesca son las más afectadas por la fragmentación inducida por las presas.

El estudio de Angarita et al., (2017) puso el foco en la importancia de la salud de las llanuras inundables de la macrocuenca Magdalena-Cauca por su prestación de un amplio rango de servicios ecosistémicos y los efectos sobre éstas de la expansión del sistema de generación hidroeléctrica a 2050. En sus análisis tuvieron en cuenta la alteración hidrológica, la reducción de carga de sedimentos y pérdida de conectividad de hábitat de especies migratorias. Los resultados muestran que las presas actuales (línea base del análisis) han producido ya significativas alteraciones de múltiples procesos a escala de cuenca, los cuales son vitales para la salud de las llanuras inundables de Mompós, en particular en pérdida de conectividad con los hábitats para el desove de especies migratorias (-56%) y un decrecimiento en el transporte de sedimentos (-39%). Algunos de los posibles escenarios de expansión hidroeléctrica podrían traer significativas alteraciones físicas e hidrológicas tales como mayor pérdida de conectividad longitudinal con los hábitats para el desove de especies migratorias, mayor reducción de carga de sedimentos, así como una alteración de las dinámicas estacionales de la llanura inundable en el período de inundaciones en amplias áreas de la depresión Momposina. Sus resultados muestran que es necesario realizar un análisis a nivel de macrocuenca para cuantificar todos los posibles impactos acumulativos y sinérgicos que se pueden desencadenar en los posibles escenarios de expansión de energía hidroeléctrica.



4 CONSIDERACIONES TÉCNICAS

4.1 Marco conceptual

En esta metodología se entiende el caudal ambiental como el “*volumen de agua por unidad de tiempo, en términos de régimen y calidad, requerido para mantener el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos y su provisión de servicios ecosistémicos*”, de acuerdo con la definición contemplada en el Decreto 1076 de 2015. Por ello, el enfoque adoptado está orientado a la identificación del régimen natural de flujo (Poff et al., 1997), el cual condiciona el estado de los ecosistemas acuáticos y los beneficios que estos prestan a los seres humanos y orienta unos límites de sostenibilidad para su aprovechamiento (Richter, 2009), preservando o restaurando los principales componentes de dicho régimen. Este enfoque se aplica realizando los análisis a escala regional, con el fin de describir los procesos hidrológicos que influyen la oferta hídrica, los cuales ocurren a nivel de cuenca, particularizando los resultados obtenidos a escala de tramo. En los casos del régimen natural de flujo alterado por acciones antrópicas en los que no se contemple la restauración, los servicios ecosistémicos que se prioricen definirán cuáles de los atributos es necesario tener en cuenta en la estimación, buscando como mínimo el mantenimiento de las condiciones actuales de prestación de servicios ecosistémicos. En tal sentido, la estimación de los caudales ambientales en un cuerpo de agua dependerá de cuál es el objetivo ambiental o la condición ecológica deseada para el mismo por parte de la Autoridad Ambiental competente a partir de la priorización planteada en la metodología.

El régimen natural de flujo puede ser considerado como la "variable maestra" que limita la distribución y abundancia de especies y regula la integridad ecológica en los sistemas fluviales ya que condiciona muchas características físico-químicas tales como temperatura, geomorfología del cauce y diversidad de hábitats (Poff et al., 1997). En la Figura 8 se aprecia que tanto la vegetación riparia como el flujo base son alimentados por los niveles freáticos (A). Crecientes de diferente magnitud y frecuencia mantienen diversidad de la vegetación riparia y el hábitat acuático: pequeñas crecidas que transportan sedimentos finos mantienen la alta productividad bentónica y posibilitan hábitat para peces (B); crecientes intermedias inundan las terrazas bajas permitiendo el establecimiento de especies pioneras, además de acumular materia orgánica dentro del cauce ayudando a mantener su forma (C); grandes crecidas inundan terrazas aluviales permitiendo el establecimiento de especies de sucesión (D); inundaciones raras arrastran material que puede permitir el establecimiento de hábitat para diversas especies (E).

La escogencia del régimen natural de flujo se ha asumido de manera pragmática como la variable maestra más importante ya que representa el marco que influye el cómo las especies pueden persistir y adaptarse a cambios hidrológicos naturales o producidos por los humanos (Poff et al., 1997). Sin embargo, los cambios que se están produciendo en el comportamiento hidrológico por factores como el cambio global, cambios en las coberturas vegetales, crecimiento poblacional, incrementos en la demanda de agua, entre otros, imponen el reto de entender cómo los sistemas ecológicos responden a la dinámica de las variaciones hidrológicas donde eventos particulares actúan como agentes de disturbio críticos que pueden ejercer grandes o definitivos efectos sobre la estructura del hábitat y las poblaciones locales (Poff et al., 2017). Por ello, Poff et al. (2017) sugieren que al igual que las métricas basadas en el régimen natural de flujo también son importantes los patrones de secuencias de eventos hidrológicos extremos que pueden estar modificando los ecosistemas en nuevas vías.

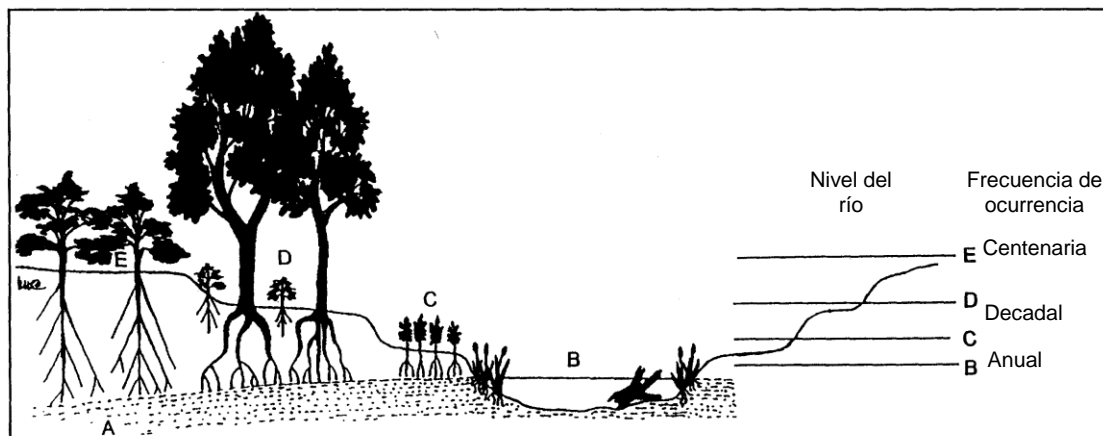


Figura 8 Funciones geomorfológicas y ecológicas que proveen diferentes niveles de flujo. Fuente: adaptado de Poff et al. (1997).

Hay otros factores que también se reconocen como relevantes dentro del comportamiento de los ecosistemas acuáticos como pueden ser las alteraciones del régimen natural de sedimentos (Wohl et al., 2015; García de Jalón et al., 2017) o del régimen térmico del cuerpo de agua (Olden y Naiman, 2010), así como la interacción de especies (Shenton et al., 2012). Considerando que factores como los anteriormente mencionados pueden estar limitados por la disponibilidad de información, un enfoque que considere las principales características del régimen natural de flujo dentro de una estratificación por tipologías de ríos con una cuidadosa escogencia de métricas ecológicas permitirá transferibilidad (Chen y Olden, 2017). Sin embargo, en los casos de pocos datos o inexistencia de los mismos respecto a las comunidades bióticas existentes por tipologías de ríos, una aproximación adecuada puede ser desde el estado hidromorfológico del cuerpo de agua como una sombrilla del funcionamiento ecológico del mismo (Gurnell et al., 2016; Belletti et al., 2017). Desde un enfoque hidromorfológico se describen las características físicas de los ríos y los procesos que reflejan la inseparable asociación entre geoformas fluviales y flujos de agua y sedimentos (Elosegi et al., 2010). Desde dicho enfoque se podrá ir mejorando la toma de decisiones sobre la base del establecimiento de una línea base y un programa de monitoreo que permita conocer de una mejor manera las relaciones de la hidromorfología con la ecología de los sistemas fluviales del país.

El enfoque adoptado en esta metodología abandona la aproximación tradicional de “extraer hasta dejar un mínimo” (Postel y Richter, 2003), que sólo aborda un aspecto del régimen (magnitud: como un caudal mínimo, generalmente constante a lo largo del año) y que desconoce la dinámica natural de los ecosistemas acuáticos. En tal sentido, se reconoce que el caudal ambiental es un régimen de caudales o niveles con sus respectivos atributos ecológicamente relevantes, requeridos para soportar y/o regular los procesos físicos, químicos y biológicos que sostienen la biodiversidad y su prestación de servicios ecosistémicos desde un objetivo ambiental o condición ecológica que la Autoridad Ambiental competente defina.

4.1.1 Objetivo ambiental o condición ecológica del cuerpo de agua

La estimación de caudal ambiental se realiza sobre la base del conocimiento del cuerpo de agua, con el fin de mantener o alcanzar unos servicios ecosistémicos en el marco de las medidas de



gestión integral del recurso hídrico en su cuenca hidrográfica. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los humanos percibimos de los ecosistemas acuáticos, los cuales se agrupan en cuatro categorías: soporte, regulación, aprovisionamiento y culturales (Minambiente, 2012).

En el caso de servicios ecosistémicos de soporte o regulación, éstos se relacionan con estrategias ambientales para el logro de la preservación o restauración del régimen natural de flujo. En el caso de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, éstos se relacionan con los principales usos para el abastecimiento de las demandas de los diferentes sectores usuarios incluidos aquellos usos relacionados con la percepción, recreación, ritos o pagos. Lo anterior se relaciona con los objetivos ambientales o la condición ecológica del cuerpo de agua definidos por la Autoridad Ambiental en el marco de los instrumentos de planificación o administración del recurso hídrico existentes, que tienen una intrínseca relación con los usos actuales y potenciales del agua, los cuales pueden ser la preservación de flora y fauna (preservando o restaurando los ciclos biológicos de las especies acuáticas o de la ribera), agua para consumo humano, agrícola, pecuario, industrial, comercial, recreacional y demás usos percibidos por los humanos (al respecto ver artículo 2.2.3.2.7.1. del Decreto 1076 de 2015).

En esta metodología la condición ecológica se entiende como la valoración sobre el estado de la integridad del ecosistema acuático. La integridad se entiende como la capacidad que tiene un sistema y sus componentes de sostener y mantener el rango completo de procesos y funciones ecológicas que son esenciales para el sustento de la biodiversidad y de los servicios provistos para la sociedad (Flotemersch et al., 2015). Dicha valoración es multidimensional, de manera que considera funciones clave como la regulación hídrica, de las condiciones físico-químicas del agua y de los sedimentos, la conectividad hidrológica y la provisión de hábitat, y se puede abordar a partir de la valoración de los principales agentes de alteración de origen antrópico (Flotemersch et al., 2015). El conocimiento de la integridad del cuerpo de agua puede obtenerse, entre otras fuentes, de los instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico siendo un punto de partida los usos actuales y potenciales y las prioridades frente a la preservación, restauración o mantenimiento de unos usos en particular. Como criterios orientadores, pueden considerarse los establecidos para identificar si el régimen natural de flujo está alterado o no.

Una vez se estime y evalúe la propuesta de caudales ambientales en el cuerpo de agua a la luz de los objetivos ambientales o condición ecológica considerando los servicios ecosistémicos actuales y potenciales, la Autoridad Ambiental identificará las medidas de gestión a que haya lugar para lograr el cumplimiento de los mismos entre ellas las acciones complementarias no propias del caudal ambiental (e.g. cambios en coberturas vegetales, contaminación puntual o difusa, sobreexplotación del recurso hídrico superficial o subterráneo) las cuales pueden tener respuesta desde los instrumentos de gestión ambiental existentes.

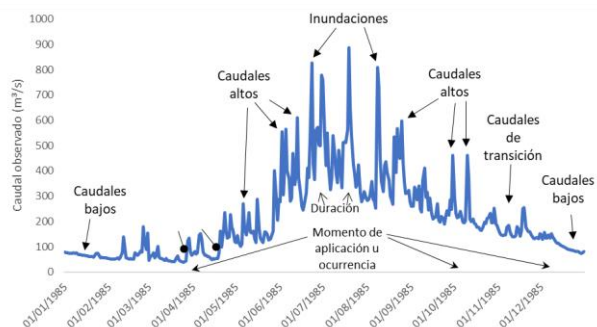
4.1.2 Componentes del régimen natural de flujo

De acuerdo con Poff et al. (1997), existen cinco componentes esenciales del régimen natural de flujo que regulan los procesos ecológicos en ecosistemas acuáticos (magnitud, frecuencia, duración, momento de aplicación o de ocurrencia y tasa de cambio como se ejemplifica en la Figura 9) y la base para evaluar las consecuencias de su alteración en cualquier contexto hidroclimático (Bunn y Arthington, 2002; Lytle y Poff, 2004).



En la Figura 9 se representan a manera de ejemplo los cinco componentes esenciales en una serie temporal de caudales observados en la Estación San Ignacio en el río Caguán. En ésta se observa dentro de la variación intra-anual la magnitud de caudales (altos, bajos, transición) con una duración, momento de aplicación o de ocurrencia (mes del año en que ocurre), tasa de cambio (velocidad del cambio de magnitudes en un momento determinado), así como la frecuencia de ocurrencia de caudales extremos a escalas de variación interanual (años a décadas).

a)



b)

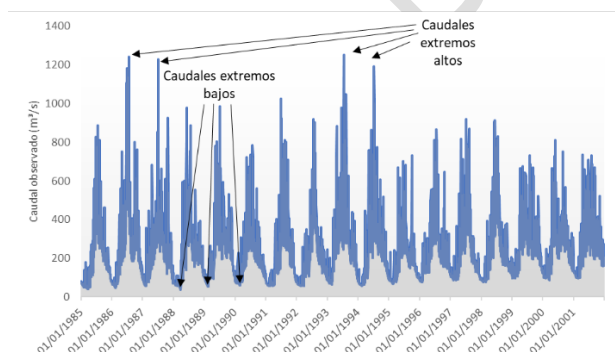


Figura 9 Elementos que componen el régimen natural de flujo en serie temporal de caudales observados en la Estación San Ignacio en el río Caguán: a) variación intra-anual; b) variación inter-anual.

Los anteriores componentes se utilizarán para caracterizar el régimen hidrológico y considerar eventos específicos que son importantes para la biota y el funcionamiento ecológico de los ecosistemas acuáticos continentales. A través de la definición del rango de caudales, en términos de estas características ecológicamente relevantes, se tiene un medio explícito para cuantificar las consecuencias hidrológicas y ecológicas asociadas a las actividades humanas que modifican uno o más de dichos componentes del régimen natural de flujo (Poff et al., 1997).

4.1.3 Régimen natural de flujo y su rol en los ecosistemas acuáticos

La relación entre el régimen natural de flujo y la biota en ecosistemas acuáticos y sus ecotonos han sido ampliamente estudiados a nivel mundial (e.g. Poff et al., 1997; Naiman et al., 2005; Poff et al., 2017; Arthington et al., 2018), de tal forma que el régimen de caudal ha moldeado el comportamiento, fenología e interacciones entre las especies desde una perspectiva evolutiva, por otro lado desde el punto de vista ecológico estos eventos han sido los encargados de regular



las densidades de las poblaciones, la disponibilidad de los recursos, entre otras (Poff, 1992). El régimen natural de flujo regula una serie de factores de los ecosistemas acuáticos como los sedimentos, concentración de iones, temperatura, hábitat, entre otros, que son los encargados de disparar en los organismos los mecanismos de respuesta de adaptaciones fisiológicas, cambios morfológicos y de comportamiento (Leland, 2003; Franklin et al., 2008; Riis et al., 2008). En tal sentido, la sincronización entre el régimen natural de flujo y las historias de vida de los organismos es crucial ya que cualquier alteración antrópica implica cambios en el comportamiento y ciclo biológico de las especies a largo plazo, facilita la llegada y dispersión de especies introducidas o invasoras, reducción o pérdida de biodiversidad y de los servicios ecosistémicos relacionados como por ejemplo el aprovisionamiento de peces la seguridad alimentaria (Lytle y Poff, 2004). En Colombia se pueden ilustrar algunos ejemplos de lo anterior. El patrón de migración de los peces potamódromos de la cuenca del río Magdalena, en particular de la especie *Prochilodus magdalenae* (bocachico), se ha documentado que realizan un recorrido extenso de aproximadamente 1223 km en 22 días, tiempo en el cual hay momento de reproducción y desove en dos periodos al año conocido como subienda o mitaca (López-Casas et al., 2016). En el mismo sentido otros organismos presentan otro tipo de comportamientos sincronizados tal como patrones de emergencia en insectos acuáticos (Molina & Puliafico, 2016), estados de sucesión, patrones de floración, cambios en el metabolismo y fotosíntesis en los bosques de várzea e igapó de la Amazonía (Worbes et al., 1992).

Por otro lado, una visión más cercana a la funcionalidad de los ecosistemas se basa en la relación de los procesos hidrológicos y los rasgos biológicos de las especies (Poff et al., 2017). Los procesos hidrológicos hacen referencia a la propiedad emergente de la sumatoria de cada uno de los componentes físicos y químicos que son alterados por la dinámica del flujo natural, un ejemplo, es las dinámicas de nutrientes, sedimentos, pulsos de inundación, entre otros (Anderson et al., 2006). Así mismo, a nivel de las comunidades bióticas se resaltan los rasgos biológicos de las especies como punto final (“end point”) de las relaciones con el régimen de caudal en términos funcionales, como son los rasgos tróficos de las especies, periodo reproductivo, forma del cuerpo, entre otros. Por ejemplo, una revisión extensa de la relación entre los rasgos en insectos acuáticos y el régimen de flujo se puede consultar en Statzner y Bêche (2010).

En el desarrollo de la presente metodología, la biota acuática o información hidrobiológica requerida para cumplir con los objetivos propuestos de caudal ambiental está enfocada hacia la caracterización (línea base) y el seguimiento frente al comportamiento de las hipótesis de partida de las relaciones hidromorfológicas y ecológicas, así como a los cambios que ocurran en alguna de las variables consideradas en la condición de referencia o la identificación en el monitoreo de alguna especie y sus requerimientos de disponibilidad y calidad de hábitat.

4.1.4 Régimen alterado de flujo

Para la estimación del caudal ambiental en cuerpos de agua donde se requiere preservar o restaurar los componentes esenciales del régimen natural, dada su influencia en la salud de los ecosistemas acuáticos y sus rondas hídricas, se deberá partir de una condición de referencia previa a la alteración. Tal condición de referencia, o de línea base, se refiere a las condiciones de flujo mínimamente alteradas (Poff et al., 2010). En contraposición, las condiciones de régimen de flujo alterado están asociadas a los efectos que, sobre el mismo, causan las actividades



antrópicas de manera directa (e.g. infraestructuras hidráulicas) o indirecta (e.g. cambios las coberturas vegetales o usos de la tierra). Cuando se cumpla, al menos, alguno de los siguientes criterios se considerará que el régimen de flujo está alterado:

- El porcentaje de cuenca controlada por uno o varios embalses es mayor al 10% de la cuenca vertiente al área de estudio; o el volumen útil de uno o varios embalses es mayor al 10% del volumen del hidrograma de la creciente con período de retorno de 10 años (adaptado de MARM, 2011).
- Valores mayores o iguales a dos (2%) del índice denominado “grado de regulación” (DOR por sus siglas en inglés de “degree of regulation”) de acuerdo con Lehner et al. (2011).
- Cuencas hidrográficas en las que los índices de fragmentación (RFI por sus siglas en inglés de “river fragmentation index”) y regulación (RRI por sus siglas en inglés de “river regulation index”) son fuertes y severos de acuerdo con Grill et al. (2015).
- Que alguno de los indicadores de alteración hidrológica (IHA por sus siglas en inglés en Richter et al. 1996, 1997, 1998) sea mayor al 40% (ver criterio establecido para el Reino Unido en Holmes et al. 2007).
- La cuenca hidrográfica se ha impermeabilizado en más de un 20% de su área de drenaje (ver UK TAG, 2008).
- En caso de existencia de hidroeléctricas que el índice de alteración del régimen hidrológico IAH utilizado en Chile (SEA, 2016) sea mayor al 50%.

En caso de encontrarse un régimen alterado de flujo, bajo al menos las anteriores consideraciones, y se ha tomado la decisión de restaurar alguno o todos los componentes fundamentales del régimen natural de flujo es necesario simularlo (“renaturalizarlo”) a través de la eliminación de la infraestructura hidráulica que este fragmentando y/o regulando el flujo (e.g. presas, grandes captaciones, jarillones, diques). Igualmente, se debe reflejar en el modelo hidrológico, de la cuenca hidrográfica de estudio, las condiciones de referencia de menor alteración de las coberturas naturales (e.g. ajustando los parámetros del modelo relacionados con capacidad de infiltración, interceptación vegetal, propagación de la escorrentía). A partir de dicha condición de referencia se establecerán los componentes del régimen de flujo requeridos para restaurar los atributos ecosistémicos planteados como objetivo (e.g. restaurar las condiciones de hábitat para biota de interés como por ejemplo especies de peces o vegetación riparia en alguna categoría de amenaza o endémicas).

Si la decisión no es restaurar ninguno de los atributos del régimen y mantener unos servicios ecosistémicos prioritarios de aprovisionamiento o culturales, dicha decisión orientará las características a ser tenidas en cuenta para la estimación del caudal ambiental y no será necesario tener una condición de referencia sino la condición de régimen alterado de flujo.

4.2 Enfoque metodológico

4.2.1 Escala regional

La estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental a escala regional por parte de la Autoridad Ambiental competente está constituida por dos niveles de implementación, los cuales se han denominado como *Estimación* y *Gestión* (ver Figura 10).



El proceso parte de la priorización y sobre la base de considerar aquellos cuerpos de agua que por su objeto ambiental o condición ecológica requieren preservar o restaurar los componentes del régimen natural de flujo para un logro de su aprovechamiento dentro de unos límites de sostenibilidad. En los casos que la prioridad sea la de usos para el aprovisionamiento de demandas de sectores de usuarios, pasos de la Figura 10 como el de caracterizar el régimen natural de flujo y calcular métricas de interés ecológico cambian hacia considerar la oferta hídrica total en condiciones actuales de alteración y las métricas corresponderán con los usos que se tengan como prioridades partiendo de lo más o lo menos restrictivo.

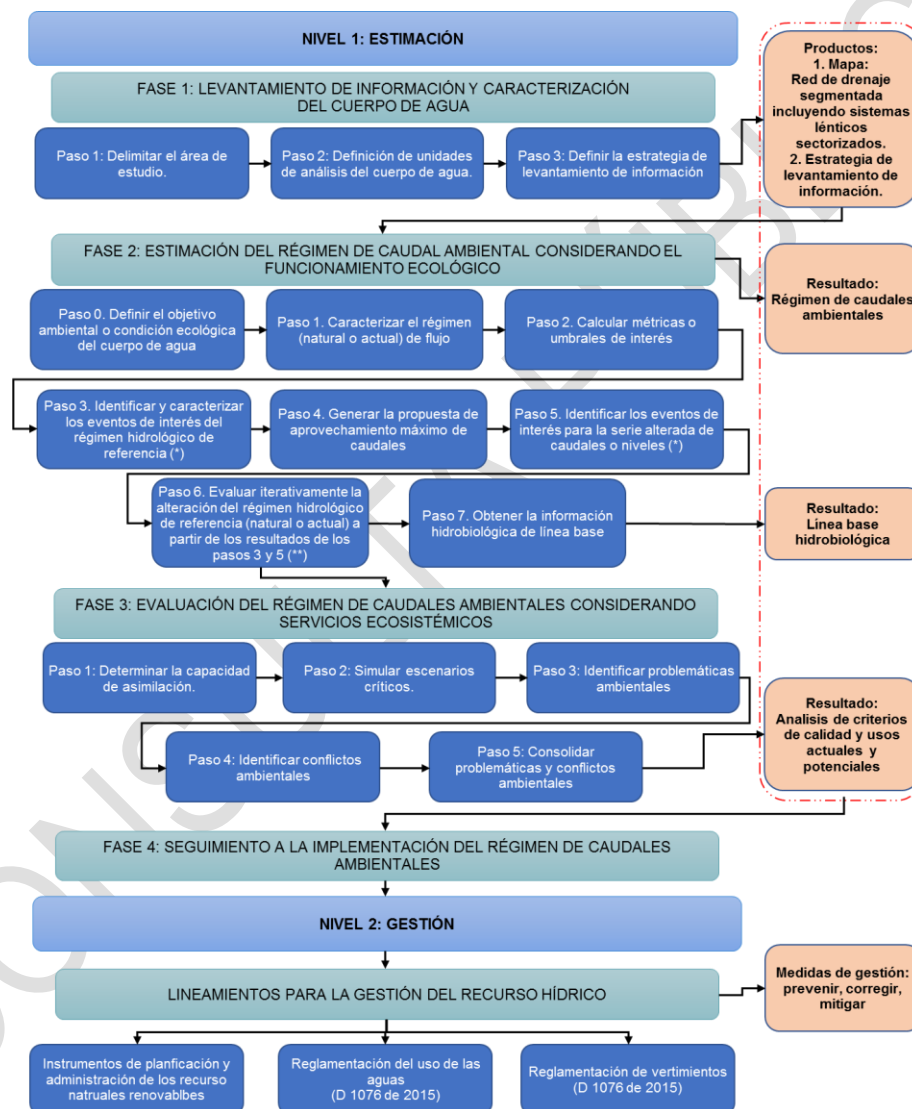


Figura 10 Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de las Autoridades Ambientales

Notas: (*) Estos pasos no aplican en caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales; (**) En caso que el objetivo ambiental corresponda con la prestación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento o culturales, este paso consiste en verificar la prestación de los servicios ecosistémicos priorizados en todo el cuerpo de agua

El nivel de *Estimación* (nivel 1) está compuesto por tres fases:

- Fase 1: Levantamiento de información y caracterización del cuerpo de agua;
- Fase 2: Estimación del régimen de caudal ambiental, considerando el funcionamiento ecológico (hidrología y ecología)
- Fase 3 - Evaluación del régimen de caudal ambiental, considerando servicios ecosistémicos (calidad del agua y bienestar humano).

El caudal ambiental se obtiene como resultado de la Fase 2, en donde se integran aspectos hidrológicos, geomorfológicos, hidráulicos y ecológicos del cuerpo de agua, mientras que la Fase 3 tiene como propósito principal aportar insumos para identificar las medidas de gestión ambiental requeridas para alcanzar o mantener el caudal ambiental calculado previamente¹.

El nivel de *Gestión* (nivel 2) se desarrolla a partir de los resultados obtenidos en el nivel 1 durante la fase de evaluación de *servicios ecosistémicos*, con lo cual se determinan los lineamientos para la gestión ambiental que deben ser considerados en los instrumentos de planificación y administración de los recursos naturales renovables que involucren el recurso hídrico superficial.

4.2.2 Escala local

Para el caso particular de proyectos objeto de licenciamiento ambiental que requieren estimar el caudal ambiental la metodología contempla un capítulo específico: el Capítulo 4.

En dicho capítulo se describen los criterios y métodos requeridos para la estimación de los impactos generados sobre el régimen de caudales por proyectos, obras o actividades sujetos a procesos de licenciamiento ambiental, incluyendo los requerimientos de levantamiento de información y los productos esperados de cada actividad.

Es importante anotar que la estimación de caudales ambientales en el marco del proceso de licenciamiento tiene como objetivo estimar la eventual alteración generada sobre los principales atributos del régimen hidrológico hacia aguas abajo, con el fin de identificar los respectivos impactos e implementar las medidas a que haya lugar. En general la información que se requiere es la misma que actualmente se está solicitando en la generación de línea base de un estudio de impacto ambiental EIA.

La Figura 11 presenta un esquema general de la estructura metodológica propuesta para la estimación de caudales ambientales en el marco de procesos de licenciamiento ambiental. En términos generales, la metodología está compuesta por las mismas actividades descritas en el capítulo 3 del documento. Sin embargo, teniendo en cuenta la diferencia en las competencias de las autoridades ambientales y de los usuarios, el nivel 2 de la metodología no se incluye entre las actividades a desarrollar en el marco del licenciamiento ambiental. Adicionalmente, teniendo en cuenta el alcance y objetivos de la estimación de caudales ambientales en el marco de los procesos de licenciamiento, el alcance de algunas actividades ha sido ajustado.

¹ Esto significa que los componentes de calidad del agua y de bienestar humano no intervienen en el cálculo matemático del caudal ambiental.

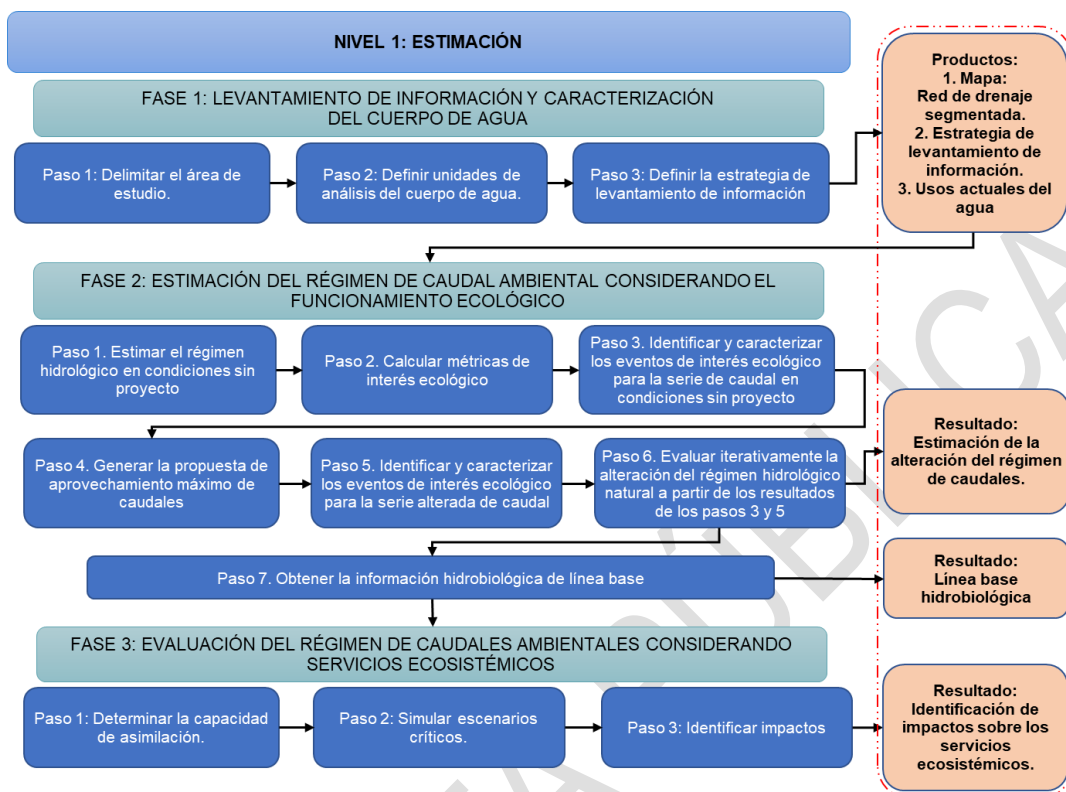


Figura 11 Estructura metodológica para la estimación del caudal ambiental por parte de los usuarios, en el marco de procesos de licenciamiento.



5 ANÁLISIS DE IMPACTO

Considerando el diagnóstico presentado anteriormente, la presente propuesta de reglamentación se enfoca en el establecimiento de unos criterios mínimos generales a ser desarrollados mediante un marco metodológico aplicable para el río Bogotá, buscando el equilibrio entre el funcionamiento y resiliencia de los ecosistemas acuáticos continentales y los beneficios que tenemos de ellos los diferentes sectores usuarios. La misma será incorporada dentro de los instrumentos vigentes para la planificación y administración del recurso hídrico a escala regional y visión de cuenca hidrográfica en el marco de la Gestión Integral del Recurso Hídrico y de la Biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. En tal sentido, los efectos de la implementación de la presente metodología buscan tener un impacto positivo hacia futuro en el aprovechamiento sostenible del recurso hídrico en un contexto de mayor presión por su utilización, cambios graduales en las coberturas vegetales de las cuencas hidrográficas y con grandes incertidumbres frente a los posibles efectos de la intensificación de fenómenos de variabilidad climática y del cambio climático. Su implementación redundará en la disminución de las vulnerabilidades que se tienen desde el punto de vista socio-ecológico en el aprovechamiento del recurso hídrico, y contribuirá en el disfrute colectivo de un ambiente sano para las presentes y futuras generaciones. Se presentan los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología para comprobar las restricciones que desde el punto de vista de la oferta hídrica disponible se tendrían en diferentes puntos del territorio nacional y, específicamente, en el río Bogotá, utilizando datos de estaciones hidrológicas de la red nacional de referencia del IDEAM. Igualmente, se comprobaron posibles efectos que sobre los resultados podrían tener algunos detalles técnicos en la implementación para soportar las orientaciones del caso en la respectiva reglamentación.

5.1 Posibles disminuciones en la oferta disponible

Se utilizaron datos de cuatro estaciones hidrológicas del IDEAM localizadas en diferentes cuerpos de agua pertenecientes a diferentes subzonas hidrográficas de la macrocuenca Magdalena-Cauca en sus partes alta y media, y específicamente en el río Bogotá. Cada subzona tiene diferentes características morfológicas y de grado de cobertura vegetal como se resume en adelante. Para cada uno de estos cuerpos de agua se muestra el porcentaje de aprovechamiento máximo obtenido aplicando la metodología propuesta para sus dos umbrales hidrológicos y sus dos umbrales hidromorfológicos.

5.1.1 Macrocuenca Magdalena-Cauca

Río La Plata

Los datos utilizados para este cuerpo de agua pertenecen a la estación Vega El Salado, cuya descripción de la estación y las características morfológicas se resumen en la Tabla 2.



Tabla 2. Características estación Vega El Salado en el río La Plata. Fuente SIRH-IDEAM (2018).

Área de la cuenca (km ²)	1214.95	Código Catalogo:	21057050
Perímetro de la cuenca (km)	199.9	Categoría:	Limnigráfica
Pendiente media de la cuenca (%)	32.62	Clase:	Hidrológica
Desnivel cuenca (m)	3.51	Tipo:	Automática con Telemetría
Densidad de drenaje	0.87	Estado:	Activa
Densidad de corrientes	0.87	Corriente:	La Plata
Pendiente media del cauce	0.04	Área:	Magdalena-Cauca
Longitud del cauce	77342.1	Zona:	Alto Magdalena
Desnivel del cauce	2958	Subzona:	Río Páez
Bosque (km ²)	293.35	Altitud:	1150
Elevación media de la cuenca (msnm)	2389.95	Latitud:	2.0° 19.0' 53.2"
Compacidad	1.61	Longitud:	75.0° 56.0' 31.8"

Los resultados obtenidos (ver Figura 12) muestran que sería posible hasta un 95% de aprovechamiento máximo del caudal medio mensual multianual en todos los meses sin llegar a producir alteraciones significativas en los atributos de interés del régimen hidrológico con implicaciones ecológicas.

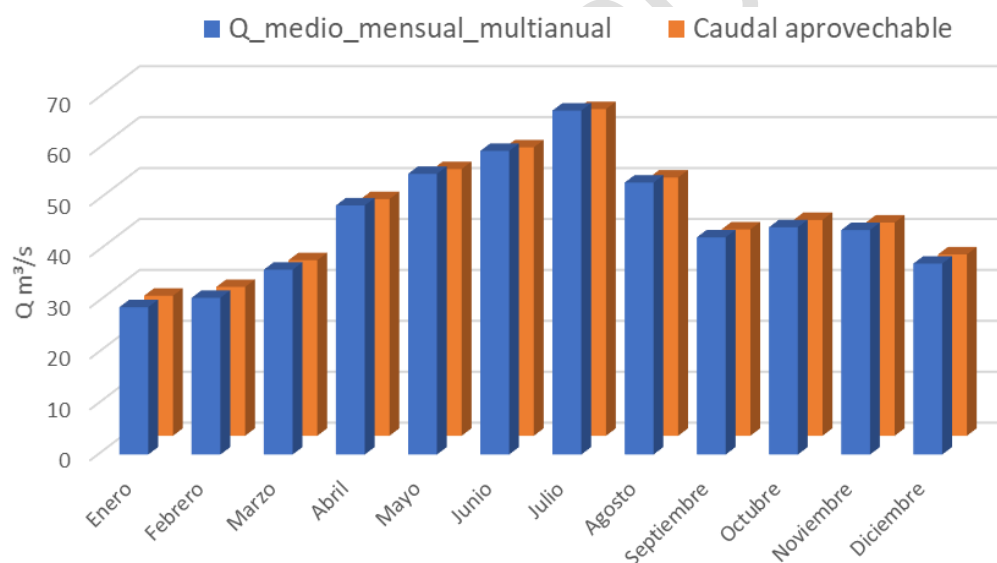


Figura 12. Máximo caudal aprovechable cada mes en el río La Plata para condiciones medias.

En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos de los valores de aprovechamiento máximos anuales en condiciones medias, teniendo en cuenta que existe una restricción de valor mínimo que debe ser respetada cada mes, por lo que en función de la disponibilidad natural de agua al punto de análisis el aprovechamiento oscilará entre un valor superior al caudal mínimo del mes y el aprovechamiento máximo.



Tabla 3. Máximo caudal aprovechable en el río La Plata cada mes para condiciones medias.

Mes	Q medio mensual multianual (m³/s)	% Aprovechamiento	Q aprovechable máximo (m³/s)	Q mínimo (m³/s)
Enero	28.94	95.0%	27.49	7.6
Febrero	30.77	95.0%	29.23	8.2
Marzo	36.28	95.0%	34.46	10.4
Abril	48.91	95.0%	46.46	13.9
Mayo	55.12	95.0%	52.36	18.3
Junio	59.60	95.0%	56.62	19.4
Julio	67.53	95.0%	64.15	11.3
Agosto	53.38	95.0%	50.71	15.7
Septiembre	42.64	95.0%	40.51	14.9
Octubre	44.62	95.0%	42.39	13.9
Noviembre	44.07	95.0%	41.86	13.7
Diciembre	37.48	95.0%	35.60	14.4

Río Suaza

Los datos utilizados para este cuerpo de agua pertenecen a la estación Pte Garces, cuya descripción de la estación y las características morfométricas se resumen en la Tabla 4.

Tabla 4. Características estación Pte Garces en el río Suaza. Fuente SIRH-IDEAM (2018).

Área de la cuenca (km²)	996.18	Código Catalogo:	21037010
Perímetro de la cuenca (km)	200.99	Categoría:	Limnigráfica
Pendiente media de la cuenca (%)	37.16	Clase:	Hidrológica
Desnivel cuenca (m)	1998	Tipo:	Automática con Telemetría
Densidad de drenaje	1.33	Estado:	Activa
Densidad de corrientes	1.33	Corriente:	Suaza
Pendiente media del cauce	0.02	Área:	Magdalena-Cauca
Longitud del cauce	85538.2	Zona:	Alto Magdalena
Desnivel del cauce	1.378	Subzona:	Suaza
Bosque (km²)	336.71	Altitud:	893
Elevación media de la cuenca (msnm)	1608.68	Latitud:	2.0° 1.0' 34.5"
Compacidad	1.78	Longitud:	-75.0° 46.0' 31.3"

Los resultados obtenidos (ver Figura 13) muestran que sería posible hasta un 95% de aprovechamiento máximo del caudal medio mensual multianual en todos los meses sin llegar a producir alteraciones significativas en los atributos de interés del régimen hidrológico con implicaciones ecológicas.

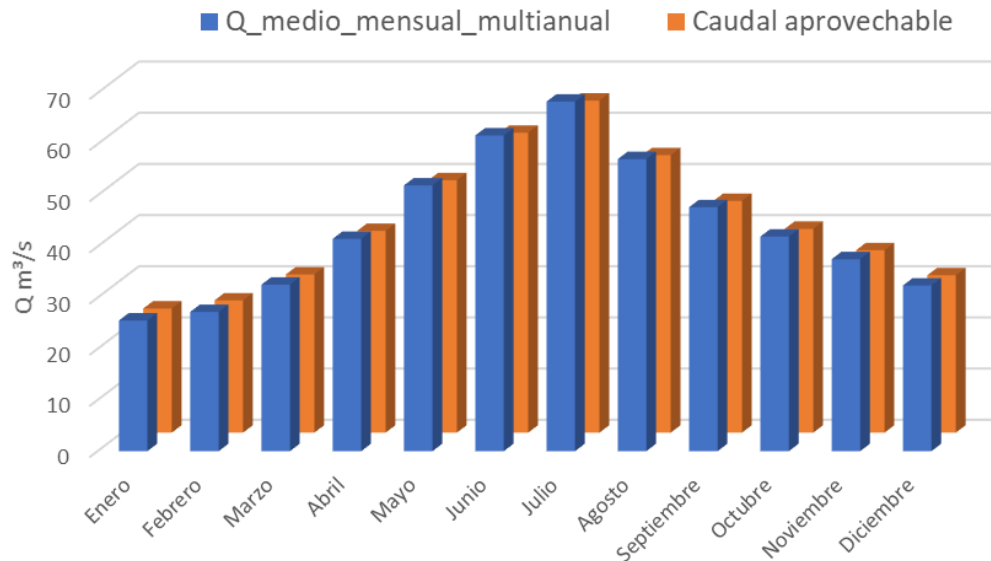


Figura 13. Máximo caudal aprovechable cada mes en el río Suaza para condiciones medias.

En la Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos de los valores de aprovechamiento máximos anuales en condiciones medias, teniendo en cuenta que existe una restricción de valor mínimo que debe ser respetada cada mes, por lo que en función de la disponibilidad natural de agua al punto de análisis el aprovechamiento oscilará entre un valor superior al caudal mínimo del mes y el aprovechamiento máximo.

Tabla 5. Máximo caudal aprovechable en el río Suaza cada mes para condiciones medias.

Mes	Q medio mensual multianual (m³/s)	% Aprovechamiento	Q aprovechable máximo (m³/s)	Q mínimo (m³/s)
Enero	25.54	95.0%	24.27	11.0
Febrero	27.22	95.0%	25.85	11.0
Marzo	32.55	95.0%	30.92	11.8
Abril	41.51	95.0%	39.43	13.5
Mayo	51.95	95.0%	49.35	17.5
Junio	61.71	95.0%	58.63	10.3
Julio	68.32	95.0%	64.91	12.0
Agosto	57.09	95.0%	54.24	18.6
Septiembre	47.68	95.0%	45.30	18.1
Octubre	41.94	95.0%	39.84	16.8
Noviembre	37.53	95.0%	35.65	14.8
Diciembre	32.39	95.0%	30.77	13.5

Río Magdalena

Los datos utilizados para este cuerpo de agua pertenecen a la estación Pte Balseadero, cuya descripción de la estación y las características morfométricas se resumen en la Tabla 6.



Tabla 6. Características estación Pte Balseadero en el río Magdalena. Fuente SIRH-IDEAM (2018).

Área de la cuenca (km ²)	5654.58	Código Catalogo:	21047010
Perímetro de la cuenca (km)	464.72	Categoría:	Limnigráfica
Pendiente media de la cuenca (%)	33.85	Clase:	Hidrológica
Desnivel cuenca (m)	3944	Tipo:	Automática con Telemetría
Densidad de drenaje	1.24	Estado:	Activa
Densidad de corrientes	1.24	Corriente:	Magdalena
Pendiente media del cauce	0.01	Área:	Magdalena-Cauca
Longitud del cauce	190229	Zona:	Alto Magdalena
Desnivel del cauce	2.78	Subzona:	Ríos Directos al Magdalena (mi)
Bosque (km ²)	1572.17	Altitud:	688
Elevación media de la cuenca (msnm)	1898.96	Latitud:	2.0° 13.0' 56.5"
Compacidad	1.73	Longitud:	75.0° 38.0' 54.8"

Los resultados obtenidos (ver Figura 14) muestran que sería posible hasta un 95% de aprovechamiento máximo del caudal medio mensual multianual en todos los meses, excepto los meses de mayo-junio-julio. Para el mes de mayo el porcentaje de aprovechamiento máximo es de 73.6%, en el mes de junio 91.8% y en el mes de julio 78.8%. Los aprovechamientos siguen siendo altos sin llegar a alterar significativamente el régimen de flujo hacia aguas abajo.

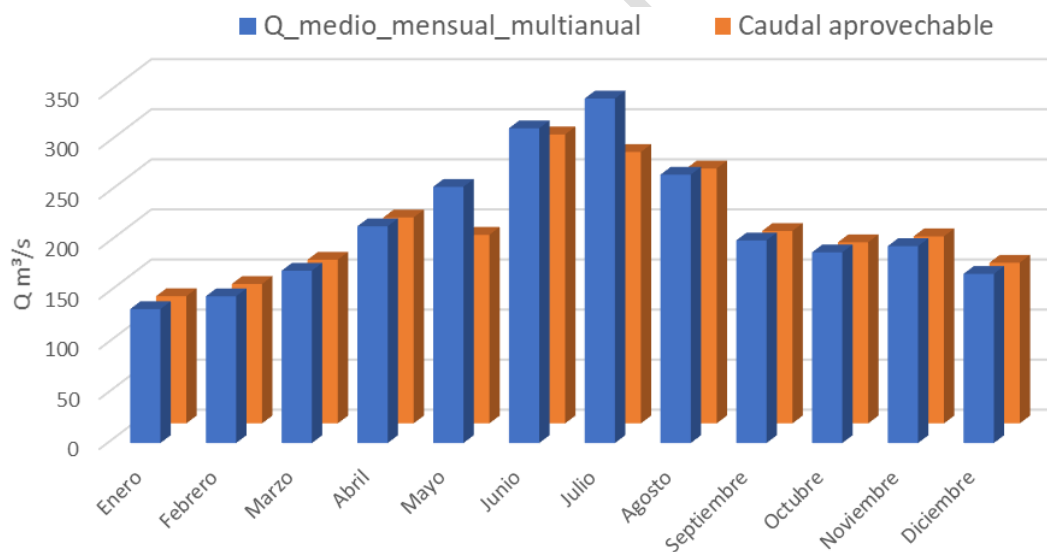


Figura 14. Máximo caudal aprovechable cada mes en el río Magdalena para condiciones medias.

En la Tabla 7 se presentan los resultados obtenidos de los valores de aprovechamiento máximos anuales en condiciones medias, teniendo en cuenta que existe una restricción de valor mínimo que debe ser respetada cada mes, por lo que en función de la disponibilidad natural de agua al punto de análisis el aprovechamiento oscilará entre un valor superior al caudal mínimo del mes y el aprovechamiento máximo.



Tabla 7. Máximo caudal aprovechable en el río Magdalena cada mes para condiciones medias.

Mes	Q medio mensual multianual (m ³ /s)	% Aprovechamiento	Q aprovechable máximo (m ³ /s)	Q mínimo (m ³ /s)
Enero	133.70	95.0%	127.01	50.0
Febrero	146.55	95.0%	139.22	34.7
Marzo	172.07	95.0%	163.47	50.5
Abril	216.45	95.0%	205.62	65.5
Mayo	255.83	73.6%	188.31	78.9
Junio	314.30	91.8%	288.56	105.0
Julio	344.05	78.8%	271.06	105.0
Agosto	267.98	95.0%	254.58	42.2
Septiembre	202.32	95.0%	192.20	84.4
Octubre	190.39	95.0%	180.87	82.4
Noviembre	196.65	95.0%	186.81	83.0
Diciembre	168.93	95.0%	160.48	66.4

Río Bogotá

Los datos utilizados para este cuerpo de agua pertenecen a la estación Villapinzón de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, CAR, código 2120815.

Los resultados obtenidos (ver Figura 15) muestran que sería posible hasta un 95% de aprovechamiento máximo del caudal medio mensual multianual en todos los meses sin llegar a producir alteraciones significativas en los atributos de interés del régimen hidrológico con implicaciones ecológicas.

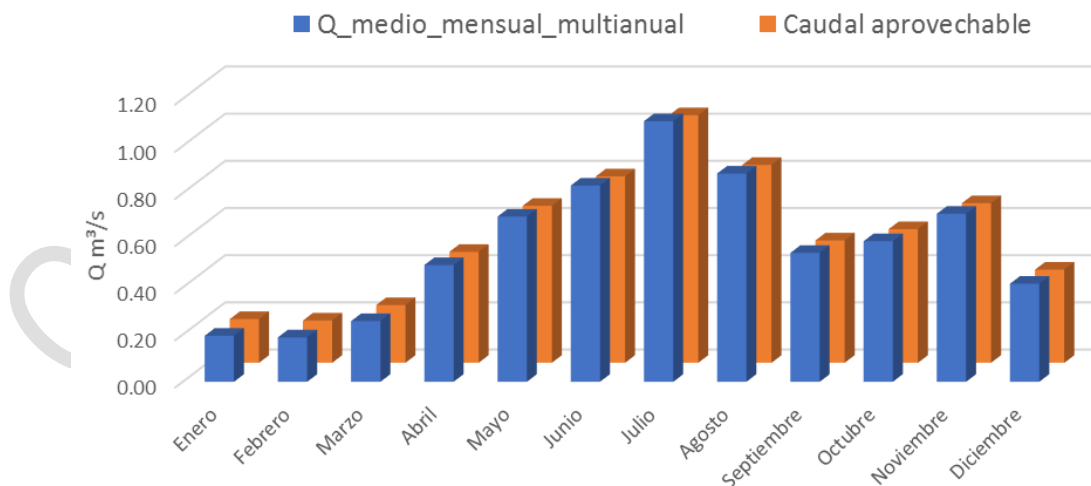


Figura 15. Máximo caudal aprovechable cada mes en el río Bogotá para condiciones medias.



En la Tabla 8 se presentan los resultados obtenidos de los valores de aprovechamiento máximos anuales en condiciones medias, teniendo en cuenta que existe una restricción de valor mínimo que debe ser respetada cada mes, por lo que en función de la disponibilidad natural de agua al punto de análisis el aprovechamiento oscilará entre un valor superior al caudal mínimo del mes y el aprovechamiento máximo.

Tabla 8. Máximo caudal aprovechable en el río Bogotá cada mes para condiciones medias.

Mes	Q medio mensual multianual (m ³ /s)	% Aprovechamiento	Q aprovechable máximo (m ³ /s)	Q mínimo (m ³ /s)
Enero	0.20	95.0%	0.19	0.01
Febrero	0.19	95.0%	0.18	0.00
Marzo	0.26	95.0%	0.24	0.02
Abril	0.50	95.0%	0.47	0.01
Mayo	0.70	95.0%	0.67	0.03
Junio	0.83	95.0%	0.79	0.07
Julio	1.11	95.0%	1.05	0.12
Agosto	0.88	95.0%	0.84	0.16
Septiembre	0.55	95.0%	0.52	0.08
Octubre	0.60	95.0%	0.57	0.02
Noviembre	0.71	95.0%	0.68	0.04
Diciembre	0.42	95.0%	0.40	0.03

5.2 Posibles efectos de la aplicación de algunos detalles técnicos en la metodología

Se realizó un análisis de sensibilidad frente a los cambios en los resultados del uso de una prueba t de student asumiendo varianzas iguales (como está en la versión publicada de la Guía) y haciendo la prueba respectiva de si no se cumple, se implemente la prueba t de student para varianzas iguales. Para los ejercicios reportados se encontró que los resultados no cambian en el aprovechamiento máximo al aplicar una u otra prueba t de student.

Cuando se realizó la optimización del límite de alteración máxima siendo igual para todos los meses y variando mes a mes se encontró que es necesario empezar el proceso iterativo de valores máximos para al momento de converger sea en un optimo global y no local. Cuando se empieza por un valor mínimo, la convergencia puede darse en un optimo local siendo más restrictivo el límite de alteración máxima, cuando en realidad puede ser menor.

5.3 Relación diagnóstico/impactos esperados

Como puede derivarse de las cifras presentadas, el impacto de realizar la estimación del caudal ambiental de un cuerpo de agua no representa mayores restricciones del aprovechamiento del recurso hídrico (en la mayoría de los meses tiene aprovechamientos de hasta el 95% del caudal medio mensual multianual). Por el contrario orientará los futuros aprovechamientos de manera sostenible sin comprometer los procesos hidrológicos y los ecosistemas de los cuales depende



la oferta de servicios ecosistémicos en el país, evitando a su vez que se materialice conflictos por el uso del agua y se sigan generando impactos como los mostrados en el diagnóstico.

De manera general, los costos aproximados para realizar la estimación del caudal ambiental en el marco de los instrumentos de planificación y administración del recurso hídrico, de acuerdo con los lineamientos presentados en la metodología, puede oscilar entre cincuenta (\$ 50.000.000) y ciento cincuenta millones de pesos (\$150.000.000), dependiendo de la cantidad y calidad de la información disponible al interior de la autoridad ambiental. Es importante anotar que la estimación de caudales ambientales generalmente se realiza en el marco de la estimación de la oferta hídrica total y disponible en la elaboración de instrumentos de planificación y administración, por lo que el presupuesto del respectivo instrumento ya incluye los costos asociados al caudal ambiental.

Es importante aclarar que la estimación de caudales ambientales se debe realizar en el marco de los instrumentos de planificación y administración que deben elaborar las autoridades ambientales, por lo que los costos asociados a estos ejercicios ya deben estar incorporados en la planeación de dichas Autoridades, teniendo en cuenta lo dispuesto en la normatividad ambiental vigente.

Por otra parte, se estima que el costo de la estimación de caudales ambientales en el marco del proceso de licenciamiento oscila entre veinte (\$ 20.000.000) y cien millones de pesos (\$100.000.000), dependiendo de las características de cada caso de estudio. Para este caso, se estima que los gastos más altos corresponden a los requerimientos de levantamientos de información en campo mediante las campañas de monitoreo. Se resalta que la estimación de caudales ambientales se realiza en el marco del Estudio de Impacto Ambiental del proyecto, y la información requerida para dicha estimación coincide con la que se debe levantar para la realización de dicho estudio.

Como puede derivarse de las cifras presentadas, la relación entre el costo de la aplicación de la metodología y los costos relacionados con los impactos asociados a la alteración del régimen de caudales ambientales, arroja un margen de beneficio positivo respecto al costo de oportunidad asociado con la mejora en la planificación y administración de los recursos.



6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DE SOPORTE

- Abouali, M., Daneshvar, F., & Nejadhashemi, A. P. (2016a). MATLAB Hydrological Index Tool (MHIT): A high performance library to calculate 171 ecologically relevant hydrological indices. *Ecological Informatics*, 33, 17-23.
- Abouali, M., Nejadhashemi, A. P., Daneshvar, F., & Woznicki, S. A. (2016b). Two-phase approach to improve stream health modeling. *Ecological Informatics*, 34, 13-21.
- Adams, J. (2012). Determination and implementation of environmental water requirements for estuaries. Ramsar Technical Report No. 9/CBD Technical Series No. 69. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland & Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada. ISBN 92-9225-455-3 (print); 92-9225-456-1 (web).
- Allan, J. D. (1995). *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, New York. ISBN 0-4 12-35530-2. 388 p.
- Álvarez, O.D. (2007). Cuantificación de la incertidumbre en la estimación de campos hidrológicos. Aplicación al balance hidrológico de largo plazo. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín.
- Álvarez, O.D. (2009). Desarrollo de una librería computacional para la estimación espacial utilizando objetos geográficos y programación orientada a objetos espaciales. Tesis de Maestría. Universidad Politécnica de Valencia.
- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J. A., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., ... & Salcedo, N. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science advances*, 4(1), eaao1642.
- Anderson, K.E., A.J. Paul, E. Mccauley, L.J. Jackson, J.R. Post & R.M. Nisbet 2006. Instream Flow Needs In Streams And Rivers: The Importance Of Understanding Ecological Dynamics. *Frontiers In Ecology And The Environment* 4 (6): 309–318.
- Angarita H, Wickel AJ, Chavarro J, Escobar-Arias M, Delgado J. (2015) SCI SBI I CONGRESO NACIONAL RÍOS Y HUMEDALES HONDA, TOLIMA, 26 AL 28 DE NOVIEMBRE, 2015.
- Angarita, H., Wickel, A. J., Sieber, J., Chavarro, J., & Maldonado-Ocampo, J. A. Large-scale impacts of hydropower development on the Mompós Depression wetlands, Colombia. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, <https://doi.org/10.5194/hess-2017-544>
- Arthington AH, Naiman RJ, McClain ME, & Nilsson C., 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*. 2010 Jan 1;55(1):1-6.
- Arthington, A. H. (2012). *Environmental flows: saving rivers in the third millennium*. Freshwater ecology series. University of California Press, Ltd. Londres, Inglaterra.
- Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management—Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*.
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA-, 2013a. Metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial, Bogotá D.C.
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA-, 2013b. Metodología para la estimación y evaluación del caudal ambiental en proyectos que requieren licencia ambiental. Bogotá D.C.
- Beechie TJ, Liermann M, Pollock MM, Baker S, Davies J., 2006. Channel pattern and river-floodplain dynamics in forested mountain river systems. *Geomorphology* 78: 124–141
- Beer, T., and P.C. Young (1983), Longitudinal dispersion in natural streams, *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 109, No. 5, pp. 1049-1067.



- Belletti, B., Rinaldi, M., Bussettini, M., Comiti, F., Gurnell, A.M., Mao, L., Nardi, L., Vezza, P., 2017. Characterising physical habitats and fluvial hydromorphology: A new system for the survey and classification of river geomorphic units. *Geomorphology*, 283, pp.143-157.
- Bencala, K.E. & Walters, R.A., 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream with a kinetic mass transfer model for sorption. *Water Resources Research*, 19(3), p.732.
- Bisson P.A. & Montgomery D.R. (1996) Valley segments, stream reaches, and channel units. In: *Methods in Stream Ecology* (Eds F.R. Hauer & G.A. Lanberti), pp. 23–52. Academic Press, San Diego, CA.
- Blöschl, G., Sivapalan, M., Wagener, T., Viglione, A., Savenije, H., (Eds.), 2013. *Runoff Prediction in Ungauged Basins: Synthesis Across Processes, Places and Scales*, Cambridge University Press, Science, 484 pages.
- Brinson, M.M. (1993). A hydrogeomorphic classification for wetlands, Technical Report WRP–DE–4, U.S. Army Corps of Engineers Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Brinson, M.M., L.C. Lee, R.D. Rheinhardt, G.G. Hollands, D.F. Whigham, and W.D. Nuttler. (1997). A summary of common questions, misconceptions, and some answers concerning the hydrogeomorphic approach to functional assessment of wetland ecosystems: scientific and technical issues. Draft of paper published as a Bulletin of the Society of Wetland Scientists 17(2):16–21.
- Brown, L.C. & Barnwell, T.O., 1987. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual, Athenas.
- Buffington, J.M., Montgomery, D.R., 2013. Geomorphic classification of rivers. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Wohl, E. (Ed.), *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego, CA, vol. 9, Fluvial Geomorphology, pp. 730–767.
- Burns, M.M., 1998. Limitations of Hydraulic Geometry Techniques in Stream Restoration Design. In *Engineering Approaches to Ecosystem Restoration*. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, pp. 126–132. Available at: <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40382%281998%2920>.
- Camacho Botero, L. A.; Jiménez, M. A., Vélez Upegui, J. I. (2010). A Stream Morphology Classification for Eco-hydraulic Purposes Based on Geospatial Data: a Solute Transport Application Case. American Geophysical Union, Fall Meeting 2010, Poster #B33F-0445.
- Camacho, L A y Cantor, M., Calibración y análisis de la capacidad predictiva de modelos de transporte de solutos en un río de montaña colombiano. *Revista Avances en Recursos Hidráulicos*, N° 14, 2006.
- Camacho, L. A., and R. A. González (2008), Calibration and predictive ability analysis of longitudinal solute transport models in mountain streams, *Environ. Fluid. Mech.*, 8(5), 597-604, doi: 10.1007/s10652-008-9109-0.
- Camacho, L. A., M. A. Díaz-Granados, et al. (2001). Contribución al desarrollo de un modelo de calidad del agua apropiado para evaluar alternativas de saneamiento del río Bogotá. Bogotá, Colombia Universidad de Los Andes.
- Camacho, L.A., 2000. Development of a hierarchical modeling framework for solute transport under unsteady flow conditions in rivers. Imperial College of Science Technology and Medicine.
- Cardona-Pérez, Vanessa. Cambio climático dejará a Colombia sin páramos y sin glaciares. Unimedios, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C. Diciembre 12 de 2017.



- <http://unperiodico.unal.edu.co/pages/detail/cambio-climatico-dejara-a-colombia-sin-paramos-y-sin-glaciares/>
- Carling, P. (1988). The concept of dominant discharge applied to two gravel-bed streams in relation to channel stability thresholds. *Earth surface processes and landforms*, 13(4), 355-367.
- Carvajal, L. F., y Roldán, E. (2007) Calibración del modelo lluvia-escorrentía agregado GR4j aplicación: cuenca del río Aburrá. *Dyna*, 74(152), 73-87.
- Carvajal-Quintero, J. D., Januchowski-Hartley, S. R., Maldonado-Ocampo, J. A., Jézéquel, C., Delgado, J., & Tedesco, P. A. (2017). Damming Fragments Species' Ranges and Heightens Extinction Risk. *Conservation Letters*, 10(6), 708-716.
- Chapra, S. C., 1997. *Surface water quality modeling*. McGraw-Hill. New York. P. 844.
- Chapra, S.C. & Pelletier, G.J., 2003. QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality: documentation and user's manual. , p.121.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface Water-Quality Modeling*, Tufts University: Waveland Press.
- Chen, W., & Olden, J. D. (2018). Evaluating transferability of flow–ecology relationships across space, time, and taxonomy. *Freshwater Biology*, <https://doi.org/10.1111/fwb.13041>
- Chin, A. (1999), The morphologic structure of step-pools in mountain streams, *Geomorphology*, 27, 191– 204.
- Chin, A., and E. Wohl (2005), Toward a theory for step pools in streams channels, *Progress in Physical Geography*, 29, 275-296.
- Churchill, M., Elmore, H., & Buckingham, R., 1962. The prediction of stream reaeration rates. *International Journal of Air and Water Pollution*, 6(5), pp.467–504.
- Colombia. Presidencia de la República - Resolución número 0192 de 2014. Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan otras disposiciones.
- Colombia. Presidencia de la República-D 1076, (2015). Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Comiti, F., L. Mao, A. Wilcox, E.E. Wohl, y M.A. Lenzi (2007), Field-derived relationships for flow velocity and resistance in high-gradient streams, *Journal of Hydrology* (2007) 340, 48– 62.
- Cote D, Kehler DG, Bourne C, Wiersma YF. (2009) A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landsc. Ecol.* 24:101–13.
- Cox, B. (2003). A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of the Total Environment*, 314-316(3), pp.335–377.
- De Jalón, D. G., Bussettini, M., Rinaldi, M., Grant, G., Friberg, N., Cowx, I. G., ... & Buijse, T. (2017). Linking environmental flows to sediment dynamics. *Water Policy*, 19(2), 358-375.
- DePhilip M., Moberg T. 2013. *Ecosystem flow recommendations for the Upper Ohio River basin in western Pennsylvania*. The Nature Conservancy. Harrisburg, PA. 193pp.
- DIH (1992). MIKE 11 User Manual, Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Dyson, M., Bergkamp, G., y Scanlon, J. (2003). *Flow. The Essentials of Environmental Flows*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 118 pp.
- EEM (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio), 2005. *Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Egozi, R. and Ashmore, P. 2008: Defining and measuring braiding intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 2121–38



- Ferguson, R.I., (2007), Flow resistance equations for gravel- and boulder-bed streams. *Water Resources Research*. doi: 10.1029 2006WR005422.
- Finn, M., & Jackson, S. (2011). Protecting indigenous values in water management: a challenge to conventional environmental flow assessments. *Ecosystems*, 14(8), 1232-1248.
- Flores, A.N., Bledsoe, B.P., Cuhaciyan, C.O., y Wohl, E.E. (2006). Channel-reach morphology dependence on energy, scale, and hydroclimatic processes with implications for prediction using geospatial data. *Water Resources Research*, 42(6).
- Flotemersch, J. E., Leibowitz, S. G., Hill, R. A., Stoddard, J. L., Thoms, M. C., y Tharme, R. E. (2015). A watershed integrity definition and assessment approach to support strategic management of watersheds. *River Research and Applications*.
- Franklin, P., M. Dunbar & P. Whitehead 2008. Flow Controls On Lowland River Macrophytes: A Review. *Science Of The Total Environment* 400 (1–3): 369–378.
- Galvis, G., I. Mojica, S.R. Duque, C. Castellanos, P. Sánchez-Duarte, M. Arce, Á. Gutiérrez, L.F. Jiménez-Segura, M. Santos, S. Vejarano, F. Arbeláez, E. Prieto & M. Leiva 2006. *Peces Del Medio Amazonas. Región De Leticia*. J. V. Rodríguez-Mahecha (Ed.). *Conservación Internacional*. Bogotá.
- Galvis, G., I. Mojica, F. Provenzano, C.A. Lasso, D.C. Taphorn, R. Royero, C. Castellanos, A. Gutiérrez, M. Gutiérrez, Y. López, L. Mesa, P. Sánchez & C. Cipamocha 2007. *Peces De La Orinoquia Colombiana Con Énfasis En Especies De Interés Ornamental*. C. Ministerio De Agricultura Y Desarrollo Rural, C. Instituto Colombiano De Desarrollo Rural, And C. Universidad Nacional (Eds.). *Universidad Nacional De Colombia*. Bogotá.
- Ge, Y., Boufadel, M.C. (2006). "Solute transport in multiple-reach experiments: Evaluation of parameters and reliability of prediction". *Journal of Hydrology*, Volume 323, Issues 1-4, pp. 106-119.
- Giles, P., Franklin, S. (1998). An automated approach to the classification of the slope units using digital data. *Geomorphology* 21 (1998) 251-264.
- Gippel, C. J., & Stewardson, M. J. (1998). Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. *Regulated rivers: research & management*, 14(1), 53-67.
- Giraldo, J.D., Díaz-Granados, M. & Camacho, L.A., 2005. Modelo distribuido de tránsito de crecientes en cuencas. *Avances Hidráulicos*, (12), pp. 91–101.
- Goldstein, R.M. & M.R. Meador 2004. Comparisons Of Fish Species Traits From Small Streams To Large Rivers. *Transactions Of The American Fisheries Society* 133 (4): 971–983.
- González, R.A., 2008. Determinación del comportamiento de la fracción dispersiva en ríos característicos de montaña. *Universidad Nacional de Colombia*.
- González-Trujillo, J.D. & J.C. Donato-Rondon 2016. Changes In Invertebrate Assemblage Structure As Affected By The Flow Regulation Of A Páramo River. *Annales De Limnologie - International Journal Of Limnology* 52: 307–316.
- Gorman OT and Karr JR. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, Vol. 59, No. 3 (Late Spring), pp. 507-515.
- Gosselink, James, Gary Shaffer, Lyndon Lee, David Burdick, Daniel Childers, Nancy Leibowitz, Susan Hamilton, Roel Boumans, Douglas Cushman, Sherri Fields, Marguerite Koch, and Jenneke Visser. 1990. "Landscape conservation in a forested wetland watershed: can we manage cumulative impacts." *Bioscience* 40: 588-600.
- Grill G, Lehner B, Lumsdon AE, MacDonald GK, Zarfl C, Liermann CR. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters*. 2015 Jan 6;10(1):015001.



- Gunkel, G. (2009). Hydropower—A green energy? Tropical reservoirs and greenhouse gas emissions. *CLEAN—Soil, Air, Water*, 37(9), 726-734.
- Hawkins, C. P., J. L. Kershner, P. A. Bisson, M. D. Bryant, L. M. Decker, S. V. Gregory, D. A. McCullough, C. K. Overton, G. H. Reeves, R. J. Steedman, and M. K. Young. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries* 18:3–12.
- Hengl, T. (2006). Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences*, 32(9), 1283-1298.
- Hernández, J.S. & Camacho, L.A., 2012. Una metodología para la obtención de los parámetros de transporte del modelo ADE a partir del modelo ADZ. In XX Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología. Barranquilla: Universidad Nacional de Colombia, p. 10.
- Hernández, J.S. (2014) Análisis de la capacidad predictiva de un modelo dinámico de calidad del agua aplicando técnicas de computación evolutiva, optimización multiobjetivo y procesamiento recursivo de datos. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia.
- Holmes, M., A. Young, M. Acreman. 2007. Guidance on Environmental Flow Releases from impoundments to implement the Water Framework Directive. Project Extension 1 – Practical methodology for assessment GES for impoundments. Project WFD82. Final Report SNIFFER
- Huet M. 1959. Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. *Transactions of the American Fisheries Society*. Volume 88, Issue 3.
- IAvH (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt), 2017. Biodiversidad 2016. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia / editado por Luz Adriana Moreno, Germán Ignacio Andrade y Luisa Fernanda Ruíz-Contreras; Bogotá.
- IDEAM, PNUD, Alcaldía de Bogotá, Gobernación de Cundinamarca, CAR, Corpoguavio, Instituto Alexander von Humboldt, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS, DNP. (2014). Vulnerabilidad de la región capital a los efectos del cambio climático. Plan Regional Integral de Cambio Climático para Bogotá Cundinamarca (PRICC)
- IDEAM (2010) Estudio Nacional del Agua 2010. Bogotá D.C.
- IDEAM (2015) Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá D.C.
- IDEAM (2019) Estudio Nacional del Agua 2018. Bogotá D.C.
- Jiménez, M., 2015. Morphological representation of drainage networks, implications on solute transport and distributed simulation at the basin scale. A thesis submitted to the National University of Colombia, Department of Geosciences and Environment in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor in Engineering. Medellín, Colombia.
- Jiménez, M.A. & Wohl, E., 2013. Solute transport modeling using morphological parameters of step-pool reaches. *Water Resources Research*, 49, pp.1345–1359.
- Jiménez-Segura, L.F., G. Galvis-Vergara, P. Cala-Cala, C.A. García-Alzate, S. López-Casas, M.I. Ríos-Pulgarín, G.A. Arango, N.J. Mancera-Rodríguez, F. Gutiérrez-Bonilla & R. Álvarez-León 2016. Freshwater Fish Faunas, Habitats And Conservation Challenges In The Caribbean River Basins Of North-Western South America. *Journal Of Fish Biology* 89 (1): 65–101.
- Johnston, B. R. (2013). Human needs and environmental rights to water: a biocultural systems approach to hydrodevelopment and management. *Ecosphere*, 4(3), 1-15.
- Kendall, M.G. 1938. A new measure of rank correlation. *Biometrika*, 30: 81-93.
- Kendy E. 2009. ELOHA: A New Framework for Determining and Managing Environmental Flows over Large Regions. The Nature Conservancy.



- Laio, F., G. Di Baldassarre, and A. Montanari (2009), Model selection techniques for the frequency analysis of hydrological extremes, *Water Resour. Res.*, 45, W07416, doi:10.1029/2007WR006666.
- Lancaster, I., and A.G. Hildrew. 1993. Characterizing in-stream flow refugia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1 663-1 675.
- Lange, K., C.R. Townsend & C.D. Matthaei 2016. A Trait-Based Framework For Stream Algal Communities. *Ecology And Evolution* 6 (1): 23–36.
- Larsen, R.J., Marx, M.L., 1986. An introduction to mathematical statistics and its applications. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Lees, M. J., Camacho, L. A., Whitehead, P. (1998). Extension of the QUASAR river quality model to incorporate dead-zone mixing, *Hydrology and Earth System Sciences*, 2 (2-3), 353-365.
- Lasso, C.A. (Carlos A., M.A. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, P. Sánchez-Duarte, J. Rodríguez, G. González-Cañon, I. Galvis-Galindo, R.E. Ajiaco-Martínez, S. Nieto-Torres, F. Salas Guzmán, M. Valderrama Barco, S. Hernández Barrero, Ó.M. Lasso-Alcalá, A. Ortega-Lara, G.C. Sánchez-Garcés, C.A. Rodríguez Fernández, R. Álvarez-León, F. Castro-Lima, I.Z. Pineda Arguello, M.T. Sierra-Quintero, A.A. Acosta Santos, B.D. Gil Manrique, C.A. Bonilla Castillo, E. Agudelo Córdoba, G.A. Gómez Hurtado, C. Barreto-Reyes, C.L. Sánchez Páez, S.E. Muñoz, A.I. Sanabria Ochoa, M. Zárate Villareal, N.J. Mancera-Rodríguez, A. Acero P., H. Ramírez-Gil, A. Hernández-Serna, J.D. Carvajal-Quintero, L.F. Jiménez-Segura, S. López-Casas, F.E. Álvarez Bustamante, F.A. Villa-Navarro, F. De P. Gutiérrez, H.B. Ramos-Socha, C.M. Rodríguez-Sierra, J.C. Alonso González, C.E. Rincón-López, T.S. Rivas-Lara & J.S. José Saulo 2011. Catálogo De Los Recursos Pesqueros Continentales De Colombia. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Lees, M.J., Camacho, L.A. & Chapra, S.C., 2000. On the relationship of transient storage and aggregated dead zone models of longitudinal solute transport in streams. *Water Resources Research*, 36(1), pp.213–224.
- Lees, M.J., Camacho, L.A. & Whitehead, P., 1998. Extension of the QUASAR river quality model to incorporate dead-zone mixing. *Hydrology and Earth System*, 2(2-3), pp.353–365.
- Lehner B, Liermann CR, Revenga C, Vörösmarty C, Fekete B, Crouzet P, Döll P, Endejan M, Frenken K, Magome J, Nilsson C. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2011 Nov 1;9(9):494-502.
- Leland, H. V. 2003. The Influence Of Water Depth And Flow Regime On Phytoplankton Biomass And Community Structure In A Shallow, Lowland River. *Hydrobiologia* 506–509 (1–3): 247–255.
- Leopold, L.B. & Maddock Jr., T., 1953. The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications. *USGS Professional Paper*, 252(252), p.57.
- López-Casas, S., L.F. Jiménez-Segura, A.A. Agostinho & C.M. Pérez 2016. Potamodromous Migrations In The Magdalena River Basin: Bimodal Reproductive Patterns In Neotropical Rivers. *Journal Of Fish Biology* 89 (1): 157–171.
- Lytle, D. A. & N.L. Poff 2004. Adaptation To Natural Flow Regimes. *Trends In Ecology And Evolution* 19 (2): 94–100.
- Magdaleno, F. (2018). Flows, ecology and people: is there room for cultural demands in the assessment of environmental flows?. *Water Science and Technology*, 77(7), 1777-1781.



- Magoulick D.A. & Kobza R.M. (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48, 1186–1198.
- Maldonado-Ocampo, J.A., A. Ortega-Lara, J.S. Usma Oviedo, F.A. Villa-Navarro, L. Vásquez Gamboa, S. Prada-Pedrerros, C. Ardila-Rodríguez & J.C. Calle 2005. *Peces De Los Andes De Colombia : Guía De Campo*. Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá.
- Maldonado-Ocampo, J.A., J.S. Usma Oviedo, F.A. Villa-Navarro, A. Ortega-Lara, S. Prada-Pedrerros, L.F. Jiménez S., Ú. Jaramillo-Villa, A. Arango, T.S. Rivas & G.C. Sánchez Garcés 2012. *Peces Dulceacuícolas Del Chocó Biogeográfico De Colombia*.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), 2011. *Guía Metodológica para el desarrollo del sistema nacional de cartografía de zonas inundables*. Gobierno de España. 349 pp.
- Martín, L., & Justo, J. B. (2015). *Análisis, prevención y resolución de conflictos por el agua en América Latina y el Caribe*.
- Mathews RM, Richter B. 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. *Journal of the American Water Resources Association* 43:1400-1413.
- Mayor Ruiz, Frank (2016) *Estimación de la emisión histórica de gases de efecto invernadero por embalses hidroeléctricos en Colombia y su potencial impacto en el Factor de Emisión de la Generación Eléctrica*. Maestría thesis, Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá.
- Mejia, A. I., & Reed, S. M. (2011). Evaluating the effects of parameterized cross section shapes and simplified routing with a coupled distributed hydrologic and hydraulic model. *J. of Hydrology*, 409, 512-524.
- Melching, C.S. & Flores, H.E., 1999. Reaeration Equations Derived from U.S. Geological Survey Database. *Journal of Environmental Engineering*, 125 (May), pp.407–414.
- Merritt, D.M., M.L. Scott, N.L. Poff, G.T. Auble & D.A. Lytle 2010. Theory, Methods And Tools For Determining Environmental Flows For Riparian Vegetation: Riparian Vegetation-Flow Response Guilds. *Freshwater Biology* 55 (1): 206–225.
- Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R. & Jetz, W. (2015). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nat. Commun.*, 6, 8221.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012). *Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013). *Guía Técnica para la formulación de los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas POMCAS*.
- Minambiente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2013. *Mapa de cuencas hidrográficas objeto de plan de ordenación y manejo*. Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2014). *Guía Técnica para la formulación de Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los ríos Negro y Nare – CORNARE (2016). *Convenio Interadministrativo MADS-CORNARE No. 366-2015. Informe Final: Propuesta metodológica de estimación de caudales ambientales a escala regional*.
- Mojica, J.I., J.S. Usma Oviedo, R. Alvarez León, C.A. Lasso, R. Elena, J.C. Alonso González, R. Álvarez-León, C. Ardila Rodríguez, V.J. Atencio García, C. Barreto Reyes, C.A. Bonilla-



- Castillo, C. Castellano, C. Donascimento, M.D. Escobar-Lizarazo, J.E. Forero-Useche, H.H. Franco Rojas, G. Galvis Vergara, B.D. Gil-Manrique, G.A. Gómez Hurtado, J.A. González-Acosta, J. Guerrero-Kommoritz, I. Harrison, S. Hernández Barrero, L.F. Jiménez-Segura, C.A. Lasso, P. Lehman A., S. López-Casas, J. Lynch, J.A. Maldonado-Ocampo, N.J. Mancera-Rodríguez, J.I. Mojica, C. Moreno-Arias, C.W. Olaya-Nieto, A. Ortega-Lara, L. Ortiz-Arroyave, A.E. Peña-Rodríguez, G.A. Pinilla, C.A. Pinto Hernández, S. Prada-Pedrerros, H. Ramírez-Gil, H.B. Ramos-Socha, C.E. Rincón-López, T.S. Rivas-Lara, C.A. Rivera-Rondón, A. Rodríguez Forero, R. Rosado-Puccini, P. Sánchez-Duarte, G.C. Sánchez-Garcés, C.L. Sánchez Páez, F.F. Segura-Guevara, G. Torcedilla-Petro, A. Urbano-Bonilla, J.S. Usma Oviedo, M. Valderrama Barco, L. Vásquez Gamboa & F.A. Villa-Navarro 2002. Libro Rojo De Peces Dulceacuícolas De Colombia (2012). J. I. Mojica, J. S. Usma Oviedo, R. Alvarez León, And C. A. Lasso (Eds.). Instituto De Investigación De Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá.
- Molina, C.I. & K.P. Puliafico 2016. Life Cycles Of Dominant Mayflies (Ephemeroptera) On A Torrent Of The High Bolivian Andes. *Revista De Biología Tropical* 64 (1): 275.
- Montgomery, D.R., Buffington, J.M., 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* 109, 596–611.
- Mueller, D.S., Wagner, C.R., 2009. Measuring discharge with Acoustic Doppler Current profilers from a moving boat. *USGS Techniques and Methods* 3, A22.
- Mulvihill, C. I., Baldigo, B. P., Miller, S. J., DeKoskie, D., and DuBois, J.: Bankfull Discharge and Channel Characteristics of Streams in New York State, U.S. Geological Survey, Reston, VA, Scientific Investigations Report 2009–5144, 2009.
- Naghattini, M. y Silva, A.T., 2017. *Fundamentals of Statistical Hydrology*. Springer International Publishing. Doi: 10.1007/978-3-319-43561-9.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408.
- Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55, 86–107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- OMM (Organización Meteorológica Mundial), 2011. Guía de prácticas hidrológicas. Volumen I Hidrología – De la medición a la información hidrológica. OMM-N° 168 Sexta edición.
- Orlandini, S., and R. Rosso (1998), Parameterization of stream channel geometry in the distributed modeling of catchment dynamics, *Water Resources Research*, 34(8), 1971–1985, doi:10.1029/98WR00257.
- Parasiewicz P. 2007. Using MesoHABSIM to develop reference habitat template and ecological management scenarios. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1044.
- Parker, G., P. R. Wilcock, C. Paola, W. E. Dietrich, and J. Pitlick (2007), Physical basis for quasi-universal relations describing bankfull hydraulic geometry of single-thread gravel bed rivers, *J. Geophys. Res.*, 112, F04005, doi: 10.1029/2006JF000549.
- Pelletier, G.J., Chapra, S.C. & Tao, H., 2006. QUAL2Kw – A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling & Software*, 21(3), pp.419–425.
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1), 275-289.
- Pimienta, A., M. Serrano, L. Pinzón, M. Caraballo, C. Burgos & J. Anaya 2014. *Peces Del Pamplonita, Cuenca Del Río Catatumbo, Norte De Santander*. Ecopetrol. Bogotá.



- Playán Jubillar, E. (1994). Eficiencia en el aprovechamiento del agua por el regadío. IV Jornadas sobre la organización y el funcionamiento de los riegos en Aragón. Zaragoza: Geórgica.
- Poff, N.L. 1992. Why Disturbances Can Be Predictable: A Perspective On The Definition Of Disturbance In Streams. *Journal Of The North American Benthological Society*. 11 (1): 86–92.
- Poff, N. L. (2017). Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world. *Freshwater Biology*.
- Poff NL, Ward JV., 1990. The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14:629-646.
- Poff, N. L., Zimmerman, J. K. H. (2010), Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x
- Poff, N. L., Matthews, J. H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 667-675.
- Poff, N.L., R.E. Tharme & A.H. Arthington 2017. Evolution Of Environmental Flows Assessment Science, Principles, And Methodologies. In: *Water For The Environment*. 203–236. Elsevier.
- Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B.D. Richter, R.E. Sparks & J.C. Stromberg 1997. The Natural Flow Regime. *Bioscience* 47 (11): 769–784.
- Poff, N.L., J.D. Olden, N.K.M. Vieira, D.S. Finn, M.P. Simmons & B.C. Kondratieff 2006. Functional Trait Niches Of North American Lotic Insects: Traits-Based Ecological Applications In Light Of Phylogenetic Relationships. *Journal Of The North American Benthological Society* 25 (4): 730–755.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. (1997) The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769-784.
- Poff NL, Richter BD, Arthington AH, Bunn SE, Naiman RJ, Kendy E, Acreman M, Apse C, Bledsoe BP, Freeman MC, Henriksen J. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*. 2010 Jan 1;55(1):147-70.
- Posey, D. A. (1999). Cultural and spiritual values of biodiversity (No. F30 19). Intermediate technology publications. London, UK.
- Postel, S., Richter, B. (2003) *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press.
- Poveda, G., Álvarez, M., 2012. El colapso de la hipótesis de estacionariedad por cambio y variabilidad climática: implicaciones para el diseño hidrológico en ingeniería. *Revista de Ingeniería*, (36).
- Radecki-Pawlik A. (2002). Bankfull discharge in mountain streams: Theory and practice. *Earth Surface Processes and Landforms* 27(2): 115 – 123.
- Rahmstorf, S., 2002. Ocean circulation and climate during the past 120,000 years. *Nature* 419.6903 (2002): 207-214.
- Refsgaard, J. C. (1990). Terminology, modelling protocol and classification of hydrological model codes. In *Distributed hydrological modelling* (pp. 17-39). Springer Netherlands.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. (1996) A method for assessing hydrologic alteration. Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need?. *Freshwater biology*, 37(1), 231-249. within ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163-1174.



- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Braun, D. P., & Powell, J. (1998). A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated rivers: research & management*, 14(4), 329-340.
- Richter BD, Davis MM, Apse C and Konrad C (2011) A Presumptive Standard for Environmental Flow Protection. *River Res. Applic.* 10pp.
- Riis, T., A. Suren, B. Clausen & K. Sand-Jensen 2008. Vegetation And Flow Regime In Lowland Streams. *Freshwater Biology* 53 (8): 1531–1543.
- Rinaldi, M., Belletti, B., Comiti, F., Nardi, L., Bussetini, M., Mao, L., Gurnell, A.M., 2015. The Geomorphic Units Survey and Classification System (GUS), Deliverable 6.2, Part 4, of REFORM.
- Rojas, A.F. (2011), Aplicación de factores de asimilación para la priorización de la inversión en sistemas de saneamiento hídrico en Colombia. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. Colombia.
- Ruiz, L.M.; Delgado, J.; Angarita H.; Salas H.; Sánchez, J.; Cortés, M.; Rueda, O. 2015. Efecto de medidas de adaptación basada en ecosistemas sobre métricas hidrológicas bajo cambio climático: río Nechí, Colombia. Séptimo Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos.
- Runkel, R. L., & Broshears, R. E. (1991). One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for small streams. CADSWES, Center for Advanced Decision Support for Water and Environmental Systems, Department of Civil Engineering, University of Colorado.
- Salas, J. D., Fu, C., Cancelliere, A., Dustin, D., Bode, D., Pineda, A., & Vincent, E. (2005). Characterizing the severity and risk of drought in the Poudre River, Colorado. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(5), 383-393.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41: 704-712.
- Shenton, W., Bond, N. R., Yen, J. D. L., & MacNally, R. (2012). Putting the “ecology” into environmental flows: Ecological dynamics and demographic modelling. *Environmental Management*, 50, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9864-z>
- Smith, R.D., A. Ammann, C. Bartoldus, and M.M. Brinson. (1995). An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Technical Report WRP-DE-9, U.S. Corps of Engineers, Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Southwood, T. R. E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? Presidential Address to the British Ecological Society, 5 January 1977. *J. Anim. Ecol.* 46:337-65.
- Southwood, T. R. E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3-18.
- Spearman, C. 1904. The proof and measurement of association between two things. *Am. J. Psychol.* 15: 72-101.
- Statzner, B. & L.A. Bêche 2010. Can Biological Invertebrate Traits Resolve Effects Of Multiple Stressors On Running Water Ecosystems? *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 80–119.
- Stumm, W. & Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry* Wiley-Inte., New York: 3rd ed.
- Swanson, F. J., Jones, J.A., Wallin, D.O., and Cissel, J.H. 1993. Natural variability – Implications for Ecosystem Management. In Jensen, M.E. and Bourgeron, P.S., eds. *Eastside Forest Ecosystem Health Assessment. Volume 2: Ecosystem management: principles and applications.* pp. 89-104. Oregon: USDA For. Service, Pacific Northwest Research Station.
- Taylor, G., 1954. The Dispersion of Matter in Turbulent Flow through a Pipe. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 223(1155), pp.446–468.



- Thackston, E.L. & Dawson, J.W., 2001. Recalibration of a reaeration equation. *Journal of environmental engineering*, 127, pp.317–321.
- Thompson, C.J., Croke, J. and Takken, I. 2008. A catchment scale model of mountain stream channel morphologies. *Geomorphology* 95: 119–144.
- Townsend CR, Hildrew AG. 1994. Species traits in relation to a habitat TEMPLET for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN Version 3.1 : Aprobado En La 51° Reunión Del Consejo De La Uicn, Gland Suiza, 9 De Febrero 2000. Gland And Cambridge.
- UK TAG. 2008. UK Environmental Standards and Conditions Report (Phase 1)
- UNALMED-UPME. 2000. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Unidad de Planeación Minero Energética, Atlas Hidrológico de Colombia (Informe Final), Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Facultad de Minas.
- UN-MAVDT, Universidad Nacional de Colombia - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2008. Metodología para la estimación de caudales ambientales en proyectos licenciados. Bogotá: Contrato No. 0076-08 del Convenio Interadministrativo OEI-MAVDT No 004/07 de 2007.
- Usma J.S., M. Valderrama, M. D. Escobar, R. E. Ajiaco-Martínez, F. Villa-Navarro, F. Castro, H. Ramírez-Gil, A.I. Sanabria, A. Ortega-Lara, J. Maldonado-Ocampo, J. C. Alonso & C. Cipamocha. (2009). Peces dulceacuicolas migratorios en Colombia. Pp. 103 - 131. En: Amaya, J.D. & L. G. Naranjo (eds.). Plan Nacional de las Especies Migratorias: Diagnóstico e identificación de acciones para la conservación y el manejo sostenible de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. MAVDT– WWF, 214 pp.
- Van Rijn, L., 1993. Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua publications, 2(3), p.4.
- Vélez, J.I., Restrepo, C., Correa, P. (2010). Aplicaciones de un modelo hidrológico agregado en Colombia. XXIV Congreso Latinoamericano De Hidráulica Punta Del Este, Uruguay, 2010.
- Vianello, A., D'Agostino, V., 2007. Bankfull width and morphological units in an alpine stream of the dolomites (Northern Italy). *Geomorphology* 83 (2007) 266–281.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. and Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), p.555.
- Whitehead, P. G., Williams, R. J., Lewis, D. R., 1997. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. *Science of the Total Environment*, 194, 447-456.
- Wilkinson, S. N., Prosser, I. P., Rustomji, P., Read, A. M., 2009. Modelling and testing spatially distributed sediment budgets to relate erosion processes to sediment yields. *Environmental Modelling & Software*, 24(4), 489-501.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L. et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351, 128-129.
- Wohl, E., P. L. Angermeier, B. Bledsoe, G. M. Kondolf, L. MacDonnell, D. M. Merritt, M. A. Palmer, N. L. Poff, and D. Tarboton (2005), River restoration, *Water Resources Research*, 41, W10301, doi: 10.1029/2005WR003985.
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Jacobson, R. B., Poff, N. L., Rathburn, S. L., Walters, D. M., & Wilcox, A. C. (2015). The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65(4), 358-371.



- Worbes, M., H. Klinge, J.D. Revilla & C. Martius 1992. On The Dynamics, Floristic Subdivision And Geographical Distribution Of Várzea Forests In Central Amazonia. *Journal Of Vegetation Science* 3 (4): 553–564.
- Yang, Z., & Mao, X. (2011). Wetland system network analysis for environmental flow allocations in the Baiyangdian Basin, China. *Ecological modelling*, 222(20), 3785-3794.
- Zhao, C. S., Yang, S. T., Xiang, H., Liu, C. M., Zhang, H. T., Yang, Z. L., & Lim, R. P. (2015). Hydrologic and water-quality rehabilitation of environments for suitable fish habitat. *Journal of Hydrology*, 530, 799-814.
- Zapata, L.. & J.J. Rivera Usme 2013. Guía De Las Especies Migratorias De La Biodiversidad En Colombia. Peces. Vol. 2. L. . Zapata And J. . Rivera Usme (Eds.). Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sostenible / Wwf. Bogotá.
- Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L. & Tockner, K. (2014). A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.*, 77, 161-170.