

Freshwater Health Index
Manual del usuario
Versión 1.1

17 de mayo de 2017

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	4
2. MARCO CONCEPTUAL Y FRESHWATER HEALTH INDEX	6
2.1 MARCO CONCEPTUAL	6
2.2 ESCALA DE APLICACIÓN	10
2.3 INDICADORES Y DEFINICIONES	10
2.3.1 Vitalidad del ecosistema	11
2.3.2 Servicios del ecosistema	13
2.3.3 Gobierno y partes interesadas	14
2.4 INCORPORACIÓN DE INDICADOR	17
2.5 INTERPRETACIÓN DE VALORES DEL ÍNDICE	18
2.6 DOCUMENTACIÓN	18
2.7 RESUMEN DE EVALUACIONES	19
3. CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA	20
3.1 CLASIFICACIÓN DE LOS ATRIBUTOS Y EL CONTEXTO DE LA CUENCA	20
3.2 MARCO DE MODELADO DE CUENCA	22
3.3 FUENTES DE DATOS	23
3.4 INCERTIDUMBRE	27
3.4.1 Tipos de incertidumbre	27
3.4.2 Representación de incertidumbre	28
4. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE LA VITALIDAD DEL ECOSISTEMA	29
4.1 CANTIDAD DE AGUA (WQT)	29
4.1.1 Desviación del régimen de flujo natural (DvNF)	29
4.1.2 Reducción del almacenamiento de agua subterránea (GwSD)	31
4.2 CALIDAD DEL AGUA (WQL)	32
4.3 CONDICIÓN DE LA CUENCA DE DRENAJE (DBC)	33
4.3.1 Extensión de la modificación del canal (ExCM)	34
4.3.2 Naturalidad de la cubierta terrestre (LCN)	37
4.4 BIODIVERSIDAD (BIO)	40
4.4.1 Cambios en presencia (es decir, número de especies) y tamaño de la población de las especies de interés	41
4.4.2 Cambios en la presencia y el tamaño de la población de especies invasivas y plagas	44
5. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE SERVICIOS DEL ECOSISTEMA	46
5.1 ESTABLECIMIENTO DEL INDICADOR Y REQUISITOS DE DATOS	47
5.2 SUMINISTRO (PRO) DE SERVICIOS	47
5.2.1 Confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda (WaSD)	47
5.2.2 Biomasa para consumo (BiCN)	47
5.3 REGULACIÓN Y SERVICIOS DE RESPALDO	48
5.3.1 Regulación del sedimento (SeRG)	48

5.3.2 Desviación de las métricas de calidad del agua de los valores de referencia (DvWQ)	48
5.3.3 Regulación de inundaciones (FIRG)	49
5.3.4 Exposición a enfermedades asociadas con el agua (ExWD)	49
5.4 PASOS PARA EL CÁLCULO	50
5.5 EJEMPLOS DE TRABAJO	51
5.5.1 Inundación en Bangladesh	51
5.5.2 Confiabilidad del suministro de agua en Dongjiang	55
5.6 SERVICIOS CULTURALES	59
5.6.1 Conservación/sitios de patrimonio cultural	59
5.6.2 Recreación	60
6. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE GOBIERNO Y PARTES INTERESADAS	62
6.1 ¿QUIÉNES SON LAS PARTES INTERESADAS?	62
6.2 ENCUESTA	62
6.2.1 Cómo implementar la encuesta	62
6.2.2 Preguntas de la encuesta	64
6.2.3 Cómo analizar las respuestas	64
7. FACTORES DE TENSIÓN Y ESCENARIOS	66
7.1 ESCENARIOS	67
7.1.1 Cambio climático global	68
7.1.2 Cambio en el uso de la tierra	70
7.1.3 Asignación y compensaciones del agua	72
8. ACTUALIZACIÓN DE LAS EVALUACIONES	73
9. REFERENCIAS	74
APÉNDICE A: RESUMEN DE LOS CAMBIOS EN LAS PAUTAS	75
APÉNDICE B: ENCUESTA DE GOBIERNO Y PARTES INTERESADAS	76
APÉNDICE C: SINOPSIS CURRICULAR DEL GRUPO DE TRABAJO CIENTÍFICO DEL FRESHWATER HEALTH INDEX	87

Lista de tablas

Tabla 1. Indicadores de vitalidad del ecosistema	11
Tabla 2. Indicadores de servicios del ecosistema	13
Tabla 3. Indicadores de gobierno y partes interesadas	14
Tabla 4: Categorías y clasificación de la cuenca	20
Tabla 5. Ejemplos de clasificaciones de cuenca	21
Tabla 6. Fuentes de datos, modelos y métricas locales y globales para la evaluación de los indicadores de la vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema	24
Tabla 7. Características y ponderaciones de “naturalidad” propuestas	39
Tabla 8. Frecuencia de las inundaciones para los 64 distritos en Bangladesh desde 2000-2016, agrupadas en intervalos de 1 año	53
Tabla 9. Confiabilidad del suministro de agua para Dongjiang, valores mensuales interpolados de promedios anuales	56
Tabla 10. Tipos principales de cambio ambiental e indicadores que probablemente sean afectados de forma directa	66

Lista de figuras

Figura 1. Marco conceptual para los sistemas de agua dulce socioecológicos compuesto de vitalidad del ecosistema, servicios del ecosistema y gobierno y partes interesadas.	6
Figura 2. Red de flujo para el canal del río principal de la cuenca de Dongjiang construida utilizando la base de datos HydroBASIN (nivel 8 modificado).	22
Figura 3. Cadena de modelo e indicadores.	23
Figura 4. Fuentes y tipos de datos.	24
Figura 5. Imagen de SENTINEL 1 SAR de una represa en el Dongjiang.	34
Figura 6. Cálculo de DCIp y DCId para una red fluvial hipotética con una barrera que tenga p en ambas direcciones como 0,5. (Fuente: Cote et al. 2009)	35
Figura 7: Cantidad de inundaciones que afectan cada distrito durante el período de 17 años comprendido entre 2000-2016.	52
Figura 8. Datos acerca de vidas perdidas y personas desplazadas por la inundación.	54
Figura 9. Demanda anual de agua, desglosada en ciudades/provincias principales y sector en millones de metros cúbicos.	55
Figura 10. Confiabilidad del suministro interpolado a valores mensuales.	56
Figura 11: Sensibilidad con (a) 10 % de probabilidad de error; (b) 20 % de probabilidad de error y (c) 66,67 % de probabilidad de error.	58
Figura 12. Aplicación del clima y socioeconómica de los componentes del Freshwater Health Index.	67

1. INTRODUCCIÓN

El Freshwater Health Index es una herramienta de respaldo para decisiones desarrollada por Conservation International y socios, en colaboración con científicos, administradores de recursos de agua y paisajes, legisladores y el sector privado, para ayudar a las sociedades a gestionar y conservar sistemas de agua dulce. La sanidad del agua dulce se define como la capacidad de entregar servicios del ecosistema relacionados con el agua, de forma sostenible y equitativa, a escala de la cuenca de drenaje, de esta forma se vincula la función ecológica y la condición de áreas agua arriba de generación de servicio con las comunidades agua abajo. Está implícito que la entrega a largo plazo sostenible y equitativa de servicios del ecosistema se basa en la función a largo plazo del ecosistema. El Índice aborda las brechas en los indicadores de agua predominantes al descartar las relaciones entre ecosistemas de agua dulce saludables, los flujos de servicios que proveen y el rol del gobierno y las partes interesadas en la gestión y el uso del agua dulce. El Índice puede utilizarse para evaluar escenarios tales como la variabilidad del clima, el cambio en la cubierta terrestre, el crecimiento de la población y las decisiones de asignación de agua para hacer más explícitas las compensaciones y ayudar a las partes interesadas a comprender qué políticas y prácticas de gestión son necesarias para mantener los sistemas de agua dulce y los flujos de servicios en el futuro. También tiene el propósito de utilizarse para hacer un seguimiento de la sanidad del agua dulce a lo largo del tiempo. Por lo tanto, requiere un proceso reiterado de diálogo entre científicos, usuarios finales y partes interesadas a fin de que el resultado sea importante, creíble y útil.

El Índice tiene el propósito de medir el rango completo de beneficios de los sistemas de agua dulce, haciendo más explícitas las conexiones entre la sanidad del ecosistema y la entrega de servicios, y, de esta forma, ayudar a las partes interesadas a sostener e incluso mejorar estos servicios con el tiempo. Los beneficios de interés incluyen la provisión de agua para usos agrícolas, industriales y municipales, además de la generación de energía. No obstante, los ecosistemas de agua dulce también ofrecen servicios culturales, incluidas oportunidades de recreación y turismo, mantenimiento de la biodiversidad y hábitats e industrias pesqueras. Estos beneficios están respaldados por servicios reglamentarios cruciales que ocurren dentro de la cuenca de drenaje, incluida la moderación de eventos extremos tales como inundaciones y sequías, tratamiento de residuos y ciclo de nutrientes, y control de la erosión. Indefectiblemente, la maximización de un conjunto particular de beneficios conlleva hacer compensaciones, en términos de servicios y beneficiarios, por lo tanto, el Índice está diseñado para hacer explícitas estas compensaciones además de destacar sinergias potenciales.

El Freshwater Health Index se enfoca en tres componentes principales: vitalidad del ecosistema, servicios de ecosistema y gobierno y partes interesadas. Cada componente se evalúa con un conjunto de indicadores cuantificables que se agregan al índice. La evaluación de los indicadores requiere el uso de modelos de asignación hidrológicos y de agua, además de modelos de servicios del ecosistema, técnicas de valuación y estudios de las partes interesadas. La escala de aplicación prevista es la cuenca de drenaje, donde las decisiones de gestión de recursos tienen la mayor relevancia y el respaldo de la decisión probablemente sea el más útil. No obstante, el marco y los indicadores son flexibles y pueden aplicarse a escalas espaciales más pequeñas o más grandes, según los objetivos de la parte interesada. Los indicadores también pueden personalizarse para tomar en cuenta contextos variables sociopolíticos, económicos y ecológicos, además de la disponibilidad de datos y necesidades de información.

Este documento ofrece pautas para la aplicación del Freshwater Health Index. Explica los fundamentos conceptuales del Índice y ofrece definiciones para cada uno de los indicadores. También proporciona

pautas acerca de cómo evaluar cada indicador, sugerencias sobre fuentes de datos útiles para evaluar indicadores (para evaluaciones iniciales y planificación de escenarios), incorporación de indicadores e interpretación de valores del índice. Esperamos revisar y actualizar estas pautas periódicamente, y son bienvenidos los comentarios de todos los usuarios del Freshwater Health Index. En especial, agradecemos nuevos ejemplos que sean ilustrativos de estas pautas.

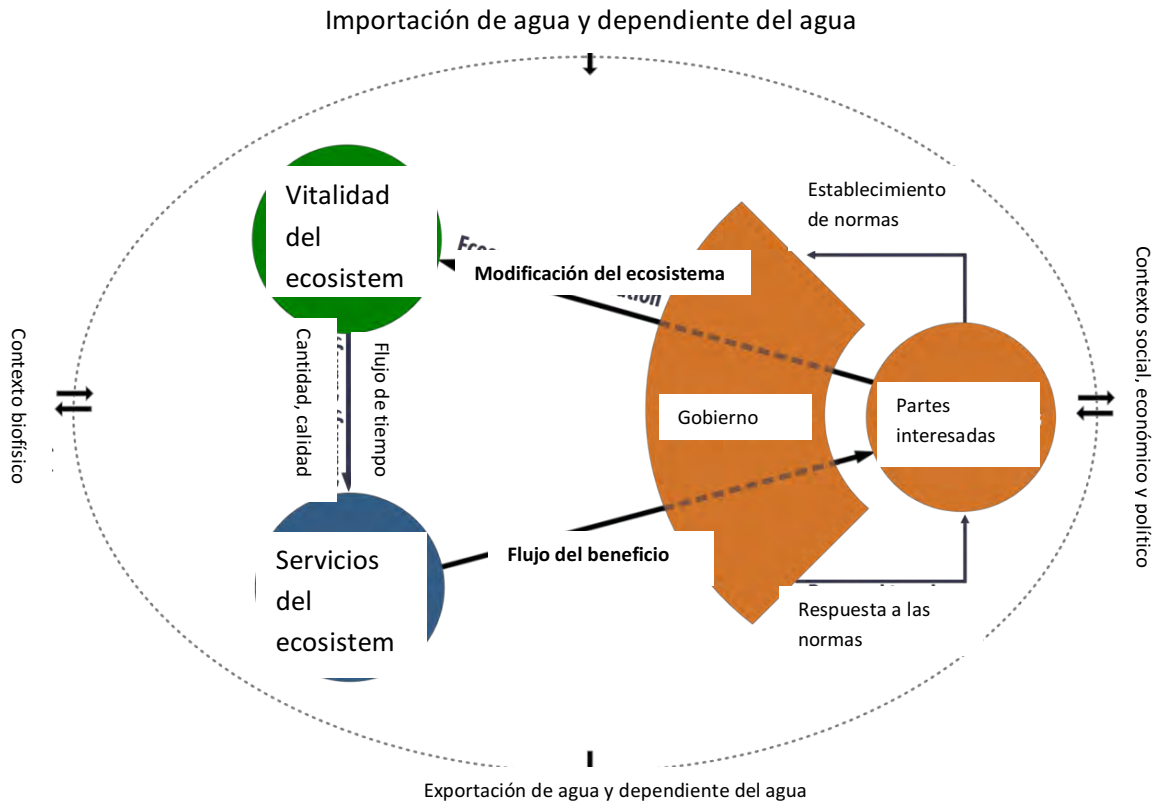
2. MARCO CONCEPTUAL Y FRESHWATER HEALTH INDEX

2.1 MARCO CONCEPTUAL

Es necesario un marco conceptual robusto para ofrecer una base para el desarrollo de un conjunto de indicadores consistente y sistemático para medir la sostenibilidad de los sistemas de agua dulce (OECD 2008). Un marco conceptual, en este contexto, es una representación abstracta de sistemas de agua dulce complejos que simplifica y destaca los componentes y las relaciones clave entre los sistemas sociales y ecológicos. El propósito de un marco conceptual es caracterizar la naturaleza multifacética y compleja de estos sistemas para capturar generalidades relevantes a lo largo de una amplia gama de sistemas, escalas y períodos en virtud de un principio de adecuación al propósito (Shields y Rangarjan 2013). Por lo tanto, el marco conceptual debería ofrecer una clara descripción y definición de los fenómenos multidimensionales que se medirán, expresar una estructura de cómo los diversos componentes se conectan y anidan, destacar cómo los componentes clave se relacionan con la sanidad del agua dulce y ofrecer una estructura relevante e información para guiar la selección de indicadores cuantificables (OECD 2008).

Aquí invocamos el concepto de sistema de agua dulce socioecológico para ilustrar las diferentes dimensiones que deben medirse a fin de comprender cómo interactúan los sistemas sociales, hidrológicos y ecológicos (Vogel et al., 2015; Vollmer et al., 2016). Se desarrollaron muchos modelos conceptuales para sistemas de agua dulce (Binder et al. 2013), no obstante, la mayoría carece de una explicación completa de la retroalimentación entre los ecosistemas que capture, almacene y entregue servicios basados en el agua, los beneficiarios de esos servicios y cómo los sistemas de agua dulce se gobiernan y gestionan (Vollmer et al., 2016). Adaptamos un marco general para el análisis de la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos (Ostrom 2009) para ajustarlo de forma más específica a la medición de la sostenibilidad del agua dulce. Este marco general es deseable para sistemas con retroalimentación sólida entre ecosistemas, los servicios que ofrecen y los beneficiarios de esos servicios, ya que aborda los componentes sociales y ecológicos en una profundidad casi igual y destaca las interacciones entre ellos (Binder et al. 2013). También ofrece una estructura que puede facilitar la selección de indicadores para describir la dinámica de los sistemas socioecológicos. El marco conceptual descrito aquí consta de tres componentes principales: “vitalidad del ecosistema”, “servicios del ecosistema” y “gobierno y partes interesadas”. (Figura 1).

Figura 1. Marco conceptual para los sistemas de agua dulce socioecológicos compuesto de vitalidad del ecosistema, servicios del ecosistema y gobierno y partes interesadas. Las partes interesadas establecen y adaptan normas dentro del gobierno y sistemas de mercado y también responden a ellas. Dentro de las limitaciones y normas establecidas por la gestión del agua, las partes interesadas modifican los ecosistemas a través del cambio o la conservación del uso de la tierra para explotar o gestionar ecosistemas de agua dulce, y al desarrollar infraestructura y tecnología para acceder a servicios del ecosistema basados en el agua. Las modificaciones en los ecosistemas y capturas de agua pueden alterar el régimen del flujo y la calidad del agua y, por lo tanto, afectar la entrega de los servicios del ecosistema a los beneficiarios. En las cuencas donde existen necesidades de agua contrapuestas, la compensación de vuelve aparente y puede necesitar un ajuste en los mecanismos de gobierno que puedan activar cambios en los mercados. Los SES de agua dulce también se ven afectados por influencias biofísicas externas tales como sequías y el cambio climático, que afectan la entrega del servicio del ecosistema y que pueden retroalimentarse y afectar al gobierno. Las cuencas también están integradas dentro de un contexto más amplio social, político y económico que pueden influenciar los sistemas de gobierno y la gestión del agua dulce. Aunque reconocemos que el agua y los bienes y servicios basados en el agua también pueden importarse o exportarse desde una cuenca, nuestro enfoque es principalmente sobre las interacciones dentro de la cuenca.



- Vitalidad del ecosistema**
- Cantidad de agua**
 Desviación del régimen de flujo natural
 Reducción del almacenamiento de aguas subterráneas
- Calidad del agua**
 Sólidos suspendidos
 Nitrógeno total
 Fósforo total
 Indicadores de gran preocupación
- Condición de la cuenca**
 Extensión de la modificación del canal
 Naturalidad de la cubierta terrestre
- Biodiversidad**
 Cambio en la cantidad y tendencias de especies de interés
 Cambio en la cantidad y tendencias de especies invasivas y plagas

- Servicios del ecosistema**
- Suministro**
 Confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda
 Biomasa para consumo
- Regulación y respaldo**
 Regulación del sedimento
 Desviación de la calidad del agua de los valores de referencia
 Regulación de inundaciones
 Exposición a enfermedades asociadas con el agua
- Cultural**
 Conservación/sitios de patrimonio cultural
 Recreación

- Gobierno y partes interesadas**
- Entorno propicio**
 Gestión de recursos de agua
 Derechos a usar los recursos
 Incentivos y regulaciones
 Capacidad (financiera y técnica)
- Compromiso de las partes interesadas**
 Acceso a la información y conocimientos
 Participación en los procesos de toma de decisiones
- Visión y gobierno adaptativo**
 Planificación estratégica y gestión adaptativa
 Mecanismos de control y aprendizaje
- Efectividad**
 Aplicación y cumplimiento
 Distribución de beneficios desde los servicios del ecosistema
 Conflicto relacionado con el agua

“Vitalidad del ecosistema” se refiere al mantenimiento de la “estructura del ecosistema y los procesos

que respaldan la capacidad de un ecosistema para proporcionar bienes y servicios [basados en el agua] a largo plazo (MEA 2005, Turkelboom et al. 2014). Los ecosistemas de agua dulce incluyen ecosistemas acuáticos además de terrestres vinculados con una vertiente, que comprenden tanto el agua superficial como la subterránea.

Los ecosistemas producen una variedad de beneficios para las partes interesadas (“servicios del ecosistema”) tales como provisión de agua, mitigación de riesgos y servicios culturales como las oportunidades de recreación (Haines-Young y Potschin 2010; 2013). Las partes interesadas que operan dentro de un sistema de gobierno modifican y gestionan el ecosistema para obtener determinados servicios. Las modificaciones pueden incluir manipulaciones del canal y el flujo, contaminación y actividades de remediación, además de cambios en el ecosistema terrestre que tienen efecto sobre los servicios relacionados con el agua, tales como cambio en el uso de la tierra que acelere el escurrimiento aguas abajo o la restauración del hábitat para mejorar la captura y filtración. Por lo tanto, la estructura y la función del ecosistema afectan, y son afectadas por, la entrega de servicios del ecosistema. Las partes interesadas que operan dentro de un sistema de gobierno también crean infraestructura sólida para mejorar la entrega de los servicios del ecosistema o compensar las pérdidas de servicios provistos naturalmente. Estas modificaciones en, y las capturas desde, el sistema de agua dulce pueden implicar compensaciones entre los diferentes objetivos, diferentes servicios del ecosistema, grupos de beneficiarios y generaciones (Rodríguez et al., 2006, Cai et al., 2002).

“Gobierno y partes interesadas” se define como las “estructuras y los procesos mediante los cuales las personas en las sociedades toman decisiones y comparten poder, creando las condiciones para normas dispuestas y acciones colectivas, o instituciones de coordinación social” (Schultz et al. 2015). Esta definición abarca múltiples niveles de gobiernos, sus normas formales y sus normas informales (por ej., pautas establecidas por la comunidad) y mecanismos de mercado. También abarca una diversidad de partes interesadas que involucra a quienes toman decisiones y la población humana beneficiaria (desde ciudadanos individuales y grupos de la comunidad hasta municipalidades, corporaciones y organizaciones internacionales), además de otras partes interesadas tales como agencias donantes, que no se benefician directamente de los servicios del ecosistema en un lugar particular, pero participan e influyen sobre las decisiones que afectan una cuenca particular. El rango geográfico y la conformación de las partes interesadas también cambian de acuerdo con el servicio del ecosistema, por ej., los beneficiarios de la recreación relacionada con el agua pueden vivir lejos de la cuenca que genera el servicio. Las partes interesadas operan dentro de las limitaciones del sistema de gobierno, que afectan el comportamiento de las partes interesadas. A su vez, las partes interesadas pueden influir o dar forma al sistema de gobierno al modificar las normas o cambiar la conformación del sistema. Aunque las partes interesadas y los sistemas de gobierno pueden considerarse como entidades separadas, a los fines prácticos se combinan para formar un solo conjunto de indicadores debido a la gran dependencia de uno con el otro y la estrecha retroalimentación que los conecta.

Diversas formas de gobierno proporcionan colectivamente las limitaciones y oportunidades dentro de las cuales se toman decisiones, y luego, dan forma a las consecuencias de esas decisiones (McGinnis, 2011). Aquí, distinguimos entre los sistemas de gobierno directamente relacionados con el agua frente al contexto más amplio social, económico o político en el que yace el gobierno del agua. Todas las variables (y sus indicadores) para el sistema de gobierno relevante deberían estar relacionadas directamente con el agua, y estas variables deberían estar bajo la influencia directa de al menos algunas de las partes interesadas. Aunque los indicadores generales, tal como la estabilidad política, pueden ser útiles como contexto y pueden influir indirectamente el gobierno del agua, no son suficientemente específicos para ser supervisados como una característica del sistema de gobierno de una cuenca.

Además, el sistema de agua dulce es afectado por factores de tensión biofísicos externos, por ej., cambio climático, sequías e inundaciones, además de contextos sociales, económicos y políticos que operan en una mayor escala que la cuenca. Los productos de agua y dependientes del agua pueden importarse o exportarse a los beneficiarios dentro y fuera de la cuenca. Estos aspectos ofrecen contexto adicional para evaluar, controlar y gestionar los sistemas de agua dulce y, a la vez, no influenciar necesariamente la selección de indicadores de forma explícita. El marco conceptual socioecológico es, según nuestra visión, el más apropiado para caracterizar la sanidad del agua dulce, ya que ofrece una conceptualización integradora de la dinámica compleja en los problemas socioecológicos relacionados con la sostenibilidad. Sus fundamentos se basan en teorías de elección colectiva, recursos de reserva común y gestión de recursos naturales, y los sistemas ecológicos y sociales se tratan con igual profundidad (Ostrom 2009; Binder et al. 2013). El sistema social (es decir, gobierno y partes interesadas) opera a nivel micro y macro en un bucle de retroalimentación: El nivel micro incluye responsables individuales mientras que el nivel macro representa el sistema social a nivel de una población o sociedad. Además, el marco conceptual representa explícitamente la reciprocidad, o retroalimentación, entre los sistemas sociales y ecológicos mediante interacciones específicas. Se puede aplicar a múltiples escalas espaciales (McGinnis y Ostrom, 2014), incluidas las cuencas y las naciones, además del sistema de agua dulce global (Vogel et al., 2015).

El marco conceptual formó la base sobre la cual se desarrollaron los indicadores para el Freshwater Health Index. Los criterios de selección se utilizan generalmente para garantizar que los indicadores son relevantes y cumplen el propósito dominante del marco conceptual. Se propusieron numerosos criterios para una diversidad de marcos de indicador (por ej., Smith y Zhang 2004; SWRR 2005; OECD 2008), y estos se utilizaron como punto de partida para el desarrollo y perfeccionamiento de los criterios para la selección de indicadores para medir la sanidad del agua dulce. Por último, se aplicaron los siguientes criterios para garantizar la relevancia, la accesibilidad y la solidez del conjunto resultante de indicadores de la sanidad del agua dulce:

- los indicadores deben ser cuantificables, imparciales y justificables,
- la elección de indicadores debe ser relevante y estar guiada por el marco conceptual,
- los indicadores deben ser relativamente fáciles de comprender,
- los indicadores deben basarse en información que pueda utilizarse para comparar diferentes áreas y contextos geográficos,
- los indicadores deben ser distintivos, es decir, un indicador no mide el mismo proceso o cantidad que otro indicador,
- los indicadores o sus combinaciones deben estar limitados en número para ofrecer una señal clara de progreso,
- los indicadores deben ser sensibles a los cambios a lo largo del tiempo y el espacio para detectar cambios.

Mediante el uso del marco conceptual y los criterios para la selección de indicadores mencionados anteriormente, se identificaron tres conjuntos de indicadores. Estos se definen en la sección 2.3, y las pautas acerca de su aplicación se proporcionan en las secciones 4, 5 y 6.

2.2 ESCALA DE APLICACIÓN

Escala espacial

El Freshwater Health Index puede ajustarse a un rango de escalas espaciales: evaluaciones de cuencas secundarias, cuencas, regiones adyacentes a las cuencas, países e incluso evaluaciones globales. Para una mayor utilidad para la gestión, recomendamos que el Índice se aplique a cuencas representadas como una red de cuencas secundarias conectadas (vea la sección 3 más abajo). En algunos contextos, algunos indicadores pueden ser considerados más adecuadamente en una escala espacial diferente a la escala de evaluación. Por ejemplo, algunos indicadores de gobierno pueden considerarse mejor a escala nacional, incluso cuando el Índice se evalúa a escala de la cuenca. En tales casos, la información nacional relevante puede aplicarse en una escala menor si los datos locales no están disponibles o si el gobierno local está impuesto por procesos nacionales. Para las cuencas transfronterizas, las evaluaciones pueden necesitar considerar información a lo largo de múltiples países para determinar la mejor y más relevante información a usar en la evaluación a escala de la cuenca. No obstante, en muchos casos, los datos estarán disponibles y serán más relevantes a una escala menor que la escala de evaluación (por ej., datos de la calidad del agua en lugares de origen particulares), en tal caso, los datos o valores de indicadores pueden representarse en la escala desglosada mediante mapas, pero deberá agregarse a la escala de la cuenca para obtener los valores numéricos finales. Además, es probable que sea necesario considerar escalas más precisas que la cuenca secundaria para detectar cualquier cambio en el indicador a lo largo del tiempo. Por ejemplo, podría ser necesario evaluar la naturalidad de la cubierta terrestre en una escala de 30 m para detectar cambios significativos de un período de evaluación al siguiente.

Escala temporal

Los indicadores que conforman el Freshwater Health Index miden el estado o las tendencias de los atributos del sistema de agua dulce. Para los cálculos del estado de un atributo, debe utilizarse el año más reciente para el cual existen datos disponibles. Para los cálculos del estado actual, no es necesario que las fechas disponibles más recientes sean consistentes en todos los indicadores, aunque se debe tener cuidado de usar conjuntos de datos que reflejen las condiciones actuales. Por ejemplo, los datos recopilados acerca de la calidad del agua 10 años antes de la fecha de la evaluación probablemente no indiquen la calidad actual del agua, sin embargo, datos de 10 años de antigüedad podrían reflejar la cubierta terrestre actual si se sabe que el cambio del uso de la tierra ha sido insignificante en los años intermedios. Por lo tanto, es importante usar los datos más actuales cuando estén disponibles. Para el cálculo de las tendencias en los atributos del sistema de agua dulce, el valor actual debe compararse con un valor histórico. Para la primera repetición de los cálculos de tendencia, recomendamos utilizar cinco años antes a la fecha de la evaluación como punto de referencia contra el cual se compararán los valores actuales, o tan próximo a esto según lo permita la disponibilidad de los datos. Por ejemplo, una primera evaluación de la disminución en una especie de interés realizada en 2020 debería utilizar 2015 como el año de referencia contra el cual se comparará el tamaño de la población de 2020. Todas las repeticiones siguientes de los cálculos de tendencias deben comparar el valor actual con el valor calculado previamente. Recomendamos que el Freshwater Health Index se vuelva a evaluar al menos cada cinco años.

2.3 INDICADORES Y DEFINICIONES

2.3.1 Vitalidad del ecosistema

Tabla 1. Indicadores de vitalidad del ecosistema

Indicadores principales	Indicadores secundarios
Cantidad de agua	Desviación del régimen de flujo natural Reducción del almacenamiento de aguas subterráneas
Calidad del agua	Sólidos suspendidos en agua superficial ¹ Nitrógeno total en agua superficial y subterránea ¹ Fósforo total en agua superficial y subterránea ¹ Indicadores de gran preocupación ²
Condición de la cuenca de drenaje	Extensión de la modificación del canal Naturalidad de la cubierta terrestre ³
Biodiversidad	Cambios en número (es decir, número de especies) y tamaño de la población de las especies de interés Cambios en el número y el tamaño de la población de especies invasivas/plagas

1. Desviación de la concentración de la referencia ambiental relacionada con las condiciones naturales históricas locales.
2. Opcional; depende de las condiciones locales y podría incluir salinidad, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, metales pesados y coliformes, además de contaminantes farmacéuticos y otros.
3. La naturalidad aquí se mide en un gradiente desde completamente natural (por ej., bosque primario) hasta completamente artificial (por ej., áreas urbanas).

La cantidad de agua evalúa la existencia y el flujo de agua a lo largo de la cuenca de drenaje y los cambios en la capacidad de almacenamiento del agua.

La desviación del régimen de flujo natural mide el grado en el que las condiciones del flujo actual cambiaron con respecto a los flujos naturales históricos. Cuanto mayor sea la desviación del flujo natural, mayor es el riesgo indicado del ecosistema de agua dulce (Poff y Zimmerman 2010). Esta medición puede derivarse de una amplia gama de variables, incluida la desviación en promedios anuales, descarga mínima y máxima en la cuenca, proporción del año en que esa descarga promedio anual se superó, etc.

La reducción del almacenamiento de agua subterránea mide los cambios en la disponibilidad del agua almacenada en acuíferos subterráneos (Konikow y Kendy 2005). Esto puede estimarse directamente usando registros del nivel de agua subterránea obtenidos de pozos de observación o mediante indicadores indirectos de compresión del acuífero resultantes de la sobreexplotación de agua subterránea o usando datos derivados de los satélites Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE).

La calidad del agua mide el estado de la calidad del agua en la cuenca relevante para mantener ecosistemas acuáticos saludables, en lugar de para consumo humano.

Los sólidos suspendidos en el agua superficial, el nitrógeno total y el fósforo total son parámetros esenciales que proporcionan una medida de la calidad del agua con respecto a su

impacto en la biodiversidad y sanidad del ecosistema en una cuenca (UNEP 2008a). Estos deberían medirse como una desviación de una referencia inicial ambiental establecida, que puede derivarse de las condiciones naturales históricas de la cuenca o las tolerancias fisiológicas de especies acuáticas nativas de interés.

Otros indicadores de gran preocupación para la calidad del agua pueden incluir la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto, el pH, la conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales, los metales pesados y coliformes, productos farmacéuticos y otros contaminantes. La elección de qué medir puede basarse en los requisitos y capacidades locales, siguiendo las recomendaciones de las Naciones Unidas (UNEP 2008a). Sin embargo, deberían seleccionarse con sensatez como y cuando los datos y la capacidad analítica estén disponibles, seleccionando aquellas variables que son conocidas para obtener el mayor impacto potencial en la sanidad del ecosistema de agua dulce. Todas las medidas seleccionadas en esta categoría de indicador secundario deben ponderarse con cargas que sumen 1.0.

La condición de la cuenca de drenaje mide la extensión de las modificaciones físicas en la cuenca de drenaje y la red de flujo. Dichos cambios provocan la degradación del hábitat que impacta la biodiversidad.

La extensión de la modificación del canal mide el grado de modificación de la infraestructura construida en la red de flujo que impacta, *entre otras cosas*, el transporte de nutrientes y materia orgánica, la dinámica de sedimentos y el tiempo de residencia del agua (Gregory 2006). También debe tomarse en cuenta el grado de fragmentación mediante represas y la longitud del porcentaje canalizado de la red de ríos.

La naturalidad de la cubierta terrestre mide la cantidad de transformación inducida por el hombre en el paisaje, mediante el uso de un gradiente que varía desde completamente natural hasta completamente artificial (Angermeier 2000). Una cuenca en estado intacto, con bosques y humedales que interactúan, generalmente mantiene una cantidad y calidad suficientes de agua para respaldar la flora y fauna autóctonas. La conversión humana de las tierras y vías fluviales está asociada con incrementos en las cargas contaminantes (fuente no puntual de agricultura, fuente puntual de ciudades e industrias), los cambios en la filtración y regímenes de escurrimiento y pérdidas de servicios de regulación (por ej., mitigación de inundaciones, prevención de la erosión, purificación del agua, etc.).

La biodiversidad evalúa los cambios potenciales en el ecosistema en funcionamiento mediante la medición de cambios en la biota constituyente que son componentes integrales de los ecosistemas de agua dulce. El estado y las tendencias de biodiversidad en una cuenca significan la sanidad del ecosistema, con poblaciones en disminución de especies nativas y poblaciones en aumento de especies invasivas y plagas que indican un ecosistema en deterioro (Dudgeon et al. 2006). Este indicador de biodiversidad está compuesto de cambios en los siguientes factores:

Las especies de interés constan de especies acuáticas o ribereñas amenazadas y especies de interés (tales como las especies clave o especies paraguas) que serán afectadas por los cambios en la condición del hábitat. El número de dichas especies, el cambio en este número a lo largo del tiempo y sus tendencias de población a lo largo del tiempo son de interés aquí.

Las especies invasivas y plagas en lagos, vías fluviales y la zona ribereña indican alteración

antropogénica de las condiciones ecológicas, ya que son las circunstancias que permiten a especies foráneas prosperar a expensas de las especies nativas. El número y los cambios en el número de las especies presentes y sus tendencias de población son de interés.

2.3.2 Servicios del ecosistema

Tabla 2. Indicadores de servicios del ecosistema

Indicadores principales	Indicadores secundarios
Suministro	Confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda Biomasa para consumo ¹
Regulación y respaldo	Regulación del sedimento Desviación de las métricas de calidad del agua de los valores de referencia ² Regulación de inundaciones Exposición a enfermedades asociadas con el agua
Cultural/estético	Conservación/sitios de patrimonio cultural Recreación

1. Opcional, incluir según las condiciones locales
2. Hace referencia a la capacidad del ecosistema de agua dulce para entregar agua con los estándares de calidad del agua esperados para diferentes sectores.

El suministro mide las salidas de material de los ecosistemas de agua dulce que se utilizan para beneficio humano.

La confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda se calcula como la demanda neta de agua de diversos sectores (municipal, industria, agricultura, hidroelectricidad), el ambiente y, cuando sea relevante, los requisitos del flujo de navegación con respecto a la disponibilidad total de agua dulce. Este indicador toma en cuenta la confiabilidad y la variabilidad, o estacionalidad, del suministro de agua dulce en relación con la demanda (Brown y Lall 2006; Grey y Sadoff 2007). La probabilidad de que un ecosistema cumpla con la demanda depende de una combinación de atributos del sistema, afluencias y demandas mientras que un sistema puede, por ejemplo, ser rico en agua durante las estaciones húmedas, pero tener deficiencia de agua en las estaciones secas.

La biomasa para consumo mide la disponibilidad de industrias pesqueras, alimentos silvestres, fibra y otros materiales de los sistemas de agua dulce para consumo humano (TEEB 2011). La disponibilidad de estos servicios del ecosistema se basa en la disponibilidad de cantidades adecuadas y la calidad de agua potable, y puede ser muy afectada por patrones estacionales del flujo (por ej., los rendimientos de la industria pesquera pueden ser afectados por la extensión de las inundaciones en planicies aluviales).

La regulación y respaldo miden los aspectos reglamentarios, de mantenimiento y de respaldo de los ecosistemas de agua dulce que proporcionan beneficios a las personas más allá del suministro (de Groot et al. 2002).

La regulación del sedimento mide el grado en el cual las cuencas de drenaje regulan la erosión y

controlan la dinámica del sedimento (transporte y deposición), además de los nutrientes que pueden estar vinculados con las partículas transportadas. Esto posee implicaciones importantes para la productividad agrícola (en especial en las planicies aluviales) y el suministro de partículas a los deltas y nutrientes en las aguas costeras (Le et al. 2007). En cambio, las altas tasas de erosión, encenagamiento y la sedimentación tienen efectos negativos en las condiciones del hábitat en el flujo, la biodiversidad y la infraestructura fluvial (Ward y Stanford 1995).

La desviación de las métricas de calidad del agua de los valores de referencia (regulación del agua) indica la capacidad del ecosistema de agua dulce para entregar agua con los estándares de calidad del agua requeridos para diferentes sectores y, por lo tanto, puede usarse como medida del indicador del servicio reglamentario de filtración y purificación del agua (de Groot et al. 2002).

La regulación de inundaciones mide la extensión en la que la condición y el funcionamiento de una cuenca fluvial están dañados mediante la exposición a las inundaciones (MEA 2005).

La exposición a enfermedades asociadas con el agua (regulación de enfermedad) mide la prevalencia de enfermedades asociadas con el agua tales como fiebre tifoidea, cólera e infección por parásitos (por ej., esquistosomiasis y malaria) (Prüss-Üstün et al. 2008). Los riesgos de enfermedad pueden incrementarse por modificaciones en los hábitats de agua dulce tales como la construcción de represas, la canalización, el estancamiento debido al flujo alterado y la contaminación con residuos humanos (Naiman y Dudgeon 2011; Dickin et al. 2013).

Los indicadores culturales y estéticos miden los valores culturales, estéticos, espirituales y otros valores socioculturales de un sistema de agua dulce importantes para las personas (Daniel et al. 2012).

La conservación y los sitios culturales/históricos representan los recursos naturales relacionados con el agua y las estructuras que están bajo protección o gestión formal para la ciencia, la cultura, la religión u otros valores (por ej., sitios de patrimonio mundial, biodiversidad/parques nacionales). Esto representa la importancia social de las características relacionadas con el agua para valores científicos, culturales, religiosos y estéticos o de existencia (TEEB 2011; Tengberg et al 2012).

La recreación mide el grado hasta el cual el agua dulce tiene valor social en la forma de oportunidades de recreación y turismo tales como senderismo, campamento, canotaje, pesca con caña, etc. Estos pueden medirse mediante la cantidad de turistas/visitas recreativas a sitios relacionados con el agua o la cantidad de ingresos generados dentro de una cuenca por tales actividades.

2.3.3 Gobierno y partes interesadas

Tabla 3. Indicadores de gobierno y partes interesadas

Indicadores principales	Indicadores secundarios
Entorno propicio	Gestión de recursos de agua
	Derechos a usar los recursos
	Incentivos y regulaciones
	Capacidad financiera

	Capacidad técnica
Compromiso de las partes interesadas	Acceso a la información y conocimientos Participación en los procesos de toma de decisiones
Visión y gobierno adaptativo	Planificación estratégica y gobierno adaptativo Mecanismos de control y aprendizaje
Efectividad	Aplicación y cumplimiento Distribución de beneficios desde los servicios del ecosistema Conflicto relacionado con el agua

El entorno propicio se refiere a las limitaciones y las oportunidades consagradas por el marco institucional existente (políticas, regulaciones, mecanismos de mercado y normas sociales) y a la capacidad financiera y técnica disponible para desarrollar los mandatos (Moglia et al. 2011).

La gestión de recursos de agua mide el grado en el que las instituciones (formales e informales) son responsables de desarrollar funciones de gestión de recursos de agua sobre control y coordinación, planificación y financiación, infraestructura de desarrollo y gestión y resolución de conflictos (Global Water Partnership, 2009). Estrechamente alineado con medidas de la implementación de Integrated Water Resource Management (IWRM) (por ej., WWAP, 2015), reconoce que múltiples entidades pueden estar implicadas en cumplir con estas funciones (Hooper 2010).

Los derechos de uso de recursos miden la coherencia de derechos existentes con el uso de recursos, incluida la coexistencia de derechos consuetudinarios y formales. Los derechos claros de uso de recursos se reconocen como una condición previa para el uso eficiente de recursos escasos y es un medio para prevenir o resolver disputas (Gleick, 1998). Los derechos relevantes incluyen aquellos que rigen los diversos usos y usuarios de agua superficial y subterránea, emisiones y contaminación del agua, permisos de pesca y zonificación para el uso de la tierra para proteger las vías fluviales (por ej., zonas ribereñas protegidas).

Los incentivos y las regulaciones miden la disponibilidad de diferentes instrumentos de gestión, incluidos regulaciones convencionales de comando y control, criterios de selección de inversión, incentivos fiscales e instrumentos basados en el mercado (pagos por servicios del ecosistema, negociación de derechos de agua). En principio, instrumentos más diversos significan más flexibilidad y eficiencia al maximizar beneficios sociales a costo más bajo (Lemos y Agrawal 2006).

La capacidad financiera mide la brecha de inversión en las medidas de protección de recursos de agua, además de la capacidad de profesionales experimentados que trabajan en los campos de gestión de recursos de agua (Ivey et al. 2004). La brecha de inversión se refiere específicamente a asignaciones de presupuesto reales versus estimaciones oficiales de la inversión necesaria para las redes de distribución de agua, el tratamiento y la conservación de humedales y el ecosistema. Incluso cuando existen recursos financieros disponibles, puede existir una escasez de personas calificadas y correctamente capacitadas para desarrollar las funciones de gestión de recursos de agua descritas más arriba.

La capacidad técnica mide el número y el nivel de habilidad de los profesionales que trabajan en

la gestión de recursos de agua.

El compromiso de las partes interesadas se refiere a las interacciones de las partes interesadas, su capacidad para participar en los procesos de toma de decisiones y el grado de transparencia y responsabilidad que rige estas interacciones.

El acceso a la información y el conocimiento mide el acceso (y aceptación) que todas las partes interesadas tienen a la información, incluidos los datos sobre la cantidad y calidad del agua, la gestión de recursos de agua y documentos de desarrollo e información financiera relevante. Incluso cuando los datos y la información abundan, para ser eficaces, deben ser analizados y aplicados en los procesos de toma de decisión y puestos a disposición (para agencias, ciudadanos, etc.) de formas comprensibles para las diversas partes interesadas (Burroughs 1999).

La participación en los procesos de toma de decisión mide el grado en el que todas las partes interesadas tienen voz dentro del ciclo de política y planificación. La participación puede evaluarse en una progresión donde la influencia de las partes interesadas aumenta, desde comunicación unidireccional a consulta, representación y, por último, decisión compartida y coproducción (OECD 2015). El aumento de la participación está asociado con la transferencia mejorada de información, planes y políticas más equitativos y mejor orientados, transparencia y responsabilidad mejoradas y menos conflicto.

La visión y el gobierno adaptativo están dirigidos a medir la capacidad de las partes interesadas para recopilar e interpretar información, y utilizar esta información para establecer objetivos para la cuenca y adaptarse a las circunstancias cambiantes.

La planificación estratégica y el gobierno adaptativo miden el grado en el que las partes interesadas participan en la planificación estratégica integral a escala de la cuenca o cuenca secundaria, y si tienen la capacidad para adaptar los planes a la nueva información o las condiciones cambiantes. Por ejemplo, los objetivos específicos de la cuenca de IWRM están articulados en un plan de gestión de cuenca fluvial, y tales planes deberían tener objetivos bien definidos, acordados mutuamente hacia las metas y prioridades de desarrollo de recursos a largo plazo para fomentar la sostenibilidad de los sistemas de agua dulce (Hooper 2010).

Los mecanismos de control y aprendizaje miden la adecuación y aceptación de los programas de control y la información. Las evaluaciones del estado del agua dulce y las decisiones acerca de proyectos de desarrollo de recursos de agua se basan mejor en datos e información sólidos que permiten la comparación en el tiempo (Pahl-Wostl et al. 2013). El control incluye propiedades físicas, químicas y biológicas de los recursos de agua, junto con datos socioeconómicos y financieros relacionados con el agua.

La efectividad examina los componentes de gobierno que se están implementando y si están orientados hacia los resultados esperados. Aquí se aplica una definición estricta de efectividad, enfocada en indicadores clave de fallas del gobierno (Rogers y Hall 2003): brechas en la implementación, distribución no equitativa de beneficios y la presencia de conflictos relacionados con el agua.

Aplicación y cumplimiento considera el grado en el cual las leyes se respetan y los acuerdos se aplican. En muchas sociedades, existe una brecha entre las leyes y su aplicación, esto refleja

capacidad insuficiente o falta de responsabilidad (y posiblemente corrupción generada [Tropp 2007]).

La distribución de beneficios de los servicios del ecosistema mide el efecto de las decisiones acerca de la gestión de recursos del agua con especial atención a las poblaciones vulnerables, género y comunidades dependientes de los recursos. Es un indicador clave de equidad, que comúnmente se atribuye a principios de “buen gobierno” pero está sujeto a interpretaciones locales (UN-Water 2015; Pahl-Wostl 2015).

El conflicto relacionado con el agua mide la presencia de conflictos sobre servicios de agua, incluidos las decisiones de asignación y desvío, el desarrollo de infraestructura y el acceso a los recursos. Se espera la existencia de tensiones entre las partes interesadas, en especial en entornos transfronterizos, cuando la competencia por los servicios de agua y las interacciones complejas ocurren dentro de una cuenca. Un sistema eficaz de gobierno debería evitar que las tensiones se intensifiquen hasta llegar a convertirse en conflictos (UN-Water 2013).

2.4 INCORPORACIÓN DE INDICADOR

El cálculo de los indicadores para una cuenca o cuenca secundaria se basarán en modelos hidrológicos establecidos, conocimiento y datos locales, además de conjuntos de datos globales y estudios de partes interesadas (vea las secciones 4, 5 y 6 para conocer los cálculos recomendados y las fuentes de datos). Una vez que se calculen los valores del indicador, deben normalizarse en una escala común (recomendamos 0 a 100, donde 100 es más “sostenible” y 0 es menos “sostenible”).

La incorporación ocurre en dos pasos: 1) Incorporación espacial de indicadores individuales en las cuencas secundarias (cuando corresponda) para proporcionar valores de indicador a nivel de la cuenca, y 2) incorporación en todos los indicadores evaluados a nivel de la cuenca para proporcionar el valor del índice para un componente determinado. En el primer paso, donde los indicadores individuales evaluados a nivel de la cuenca secundaria se agregan a la escala de la cuenca, los valores del indicador de la cuenca secundaria deben ponderarse según la proporción que conforma el área de la cuenca secundaria en el área total de la cuenca. Estas ponderaciones deben normalizarse para sumar 1. Los valores de la cuenca secundaria se agregan como media geométrica o aritmética ponderada de todas las cuencas secundarias para las cuales se evalúa el indicador.

En el segundo paso, donde los indicadores se agregan a nivel de la cuenca para formar un índice de componente, las ponderaciones se pueden aplicar a cada indicador para denotar mayor o menor importancia del rol del indicador para evaluar la sanidad del agua dulce en la cuenca. Existe una diversidad de métodos para asignar ponderaciones, entre otros, obtención experta, el método Delphi (Brown 1968, <http://www.rand.org/topics/delphi-method.html>) o el proceso de jerarquía analítica (Saaty 1990). Cada método alienta la participación de las partes interesadas. No es necesario aplicar ponderaciones a los indicadores en este paso de incorporación; solo deben aplicarse si existe un buen motivo para creer que los indicadores juegan papeles desproporcionados en la medición de la sostenibilidad del agua dulce. En especial, enfatizamos la precaución al aplicarlas en los indicadores de vitalidad del ecosistema. Para estos indicadores, las ponderaciones solo deben aplicarse si existe evidencia sólida de que algunos procesos o atributos del ecosistema juegan un papel más importante en el funcionamiento del ecosistema. Esta es una cuestión empírica en lugar de subjetiva.

Los valores deberían incorporarse para proporcionar una tendencia central (por ej., media aritmética o geométrica) a fin de proporcionar un índice separado para cada uno de los tres componentes de vitalidad del ecosistema, servicios del ecosistema y gobierno y partes interesadas. Recomendamos usar la media geométrica en lugar de la media aritmética, ya que posee la propiedad deseable de ser más sensible a los cambios en múltiples valores del indicador. Por ejemplo, según la media aritmética, un cambio favorable en un indicador puede compensarse con un cambio desfavorable en otro, esto resulta en ningún cambio del índice incorporado. Según la media geométrica, tal cambio se reflejaría en el valor del índice. Los índices no deberían agregarse en los tres componentes debido a las diferencias en sus interpretaciones resultantes y métodos de evaluación. Por ejemplo, recomendamos realizar estudios para derivar valores subjetivos para los indicadores de gobierno y partes interesadas, mientras que los indicadores dentro de vitalidad del ecosistema y servicios del ecosistema deberían basarse en datos y modelos empíricos cuando sea posible. Además, tratar los índices para los tres componentes separados puede destacar dónde se encuentran los mayores problemas, o los mayores contribuyentes a la sostenibilidad.

2.5 INTERPRETACIÓN DE VALORES DEL ÍNDICE

Los valores altos en los tres índices agregados indican un ecosistema de agua dulce sostenible (o mayor sanidad del agua dulce) que los índices en el extremo inferior de la escala. Los cambios temporales en los valores del índice con la aplicación repetida reflejan una mejora hacia, o desviación de, la sostenibilidad del agua dulce. Tales cambios también pueden mostrar los efectos de las intervenciones de gestión destinadas a mejorar la entrega del servicio o la sanidad del ecosistema en el análisis del escenario. El valor de presentar índices para cada uno de los tres componentes es que clarifica qué componentes funcionan mejor para la sostenibilidad del agua dulce y qué necesita más atención para incrementar la sostenibilidad general.

Al calcular estos índices individuales, puede establecerse una evaluación inicial de la sanidad del agua dulce, junto con un mecanismo para destacar las compensaciones entre servicios y beneficiarios que probablemente ocurran en cualquier escala o lugar. Una instantánea de las condiciones actuales ofrece una imagen clara de la sanidad del agua dulce que puede repetirse con el tiempo, de esta forma se actualizan los resultados y se examinan los escenarios tales como intervenciones destinadas a mejorar la entrega del servicio o la sanidad del ecosistema. Los indicadores también pueden utilizarse para evaluar escenarios futuros de cambio en el uso de la tierra, desarrollo de infraestructura y cambio climático, además de otros impulsores que amenazan la función del ecosistema y la entrega del servicio.

2.6 DOCUMENTACIÓN

Todas las evaluaciones deben documentarse. Debe proporcionarse una descripción narrativa de la cuenca, destacando la clasificación de la cuenca (vea la Sección 3.1), los servicios del ecosistema, los factores de tensión relevantes, las partes interesadas principales y otra información pertinente que aclare el contexto de la sanidad del agua dulce y el uso en la cuenca. Esto permitirá a las personas comprender los problemas principales del agua fresca en la cuenca y podría ayudar en las decisiones de gestión. Los valores para cada indicador secundario deben informarse (antes y después de la normalización), junto con los datos y modelos (cuando corresponda) utilizados para evaluar el indicador.

En los casos en que el indicador secundario no pueda evaluarse, deben establecerse claramente los motivos, por ej., el indicador no es relevante para la cuenca o no hay datos disponibles sobre la cuenca. La clara documentación del cálculo de los valores del indicador proporciona los fundamentos del valor del índice general y, cuando se justifique, los fundamentos pueden actualizarse o utilizarse como la base para futuras evaluaciones. En las secciones 4, 5 y 6 se ofrecen más pautas sobre las expectativas de documentación específicas para cada indicador.

2.7 RESUMEN DE EVALUACIONES

Meses 1-3

- Revisar los conjuntos de datos existentes
- Establecer contacto con colaboradores técnicos (por ej., universidades, personal técnico de agencias de gobierno regionales)
- Revisar de forma preliminar las partes interesadas dentro de la cuenca y hacer un borrador de la “teoría del cambio”

Meses 4-6

- Realizar cálculos iniciales de los indicadores en base a datos existentes
- Establecer colaboraciones técnicas para calcular indicadores con datos locales
- Organizar 1-2 reuniones técnicas con colaboradores para revisar los resultados iniciales

Meses 7-9

- Entrevistar a las partes interesadas individuales de agencias/organizaciones para realizar un cuestionario de gobierno
- Foro de consulta con partes interesadas para presentar el Freshwater Health Index
- Revisar los cálculos de los colaboradores y los escenarios modelo

Meses 10-12

- Preparar el informe de la evaluación y el resumen de la política
- Foro de partes interesadas para discutir los resultados
- Preparar un plan para los colaboradores técnicos a fin de realizar evaluaciones posteriores (por ej., en 3-5 años)

3. CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA

3.1 CLASIFICACIÓN DE LOS ATRIBUTOS Y EL CONTEXTO DE LA CUENCA

La caracterización de la cuenca es el primer paso importante para comprender las relaciones entre los ecosistemas, los servicios del ecosistema y el gobierno y para dar contexto a los indicadores. No existe un sistema de clasificación globalmente aceptado para la cuenca de drenaje. Según los componentes de la vitalidad del ecosistema, los servicios del ecosistema y el gobierno y las partes interesadas, puede utilizarse el siguiente desglose de las características de recursos de agua dulce dominantes, las prioridades de gestión, la implementación de IWRM y las clases de clima en la Tabla 4 para clasificar la cuenca. En muchos casos, las clases dentro de cada categoría pueden superponerse. Por ejemplo, “Enfocada en el consumo humano” y “Enfocada en la generación de recursos” en la categoría *Prioridad de gestión* se superpondrán invariablemente según el contexto. En tales casos, las categorías secundarias deben clasificarse en orden de más a menos prominente.

Tabla 4: Categorías y clasificación de la cuenca

Categoría	Clasificación	Fundamentos
A. Característica dominante del recurso de agua dulce	A1 Río	La característica dominante del recurso de agua en la cuenca influirá directamente los indicadores de “vitalidad del ecosistema” en un estudio.
	A2 Agua subterránea	
	A3 Lago	
	A4 Humedales	
B. Prioridad de gestión	B1 Enfocada en el consumo humano (especificar los sectores)	La prioridad de gestión del cuerpo de implementación del Freshwater Health Index además de las partes interesadas locales estarán muy influenciadas por las inquietudes principales de estas agencias y los servicios del ecosistema que desean proteger. Las cuencas “enfocadas en el consumo humano” tienen como prioridad el suministro de agua y alimentos para los residentes dentro de la cuenca de drenaje, mientras que las cuencas “enfocadas en la generación de recursos” invocan principalmente motivos económicos para la producción hidroeléctrica, de turismo, industrial y agrícola en la cuenca (por ej., plantaciones en Indonesia). “Enfocada en eventos extremos” refleja la prioridad de gestión para administrar eventos extremos (por ej., inundaciones).
	B2 Enfocada en la generación de recursos (especificar los sectores)	
	B3 Enfocada en eventos extremos (especificar los eventos)	
C. Nivel de implementación de IWRM	C1 Moderado a alto	Las acciones de los sistemas de gobierno y partes interesadas afectan la sostenibilidad del agua dulce en una cuenca. El nivel de implementación de los planes de IWRM puede indicar la alineación de los procesos de gobierno y de las partes interesadas con mecanismos para impulsar la sostenibilidad del agua dulce. Aquí, la clase C1 corresponde a puntajes de estudio de implementación de UNEP-DHI IWRM >3.5.
	C2 No existente a bajo	
D. Clases de clima	D1 Tropical	El clima proporciona el contexto general de la cuenca de drenaje, los eventos climáticos extremos a los que
	D2 Seco	

	D3 Templado moderado	puede ser propensa la región y la variabilidad en el clima y, por lo tanto, la disponibilidad de agua. Las principales clasificaciones de Koppen pueden utilizarse para esto: hanschen.org/koppen/ .
	D4 Nieve	

La Tabla 5 a continuación lista ejemplos de cuenca de drenaje de cada tipo. Los mapas globales de la [base de datos de ríos y cuencas de agua subterránea](#) pueden ayudar a identificar clases de cuenca para la categoría A. La clasificación en las categorías C y D pueden identificarse a partir de la [base de datos del estado de implementación de IWRM](#) y la [Koppen Climate Classification](#), mientras que A y B pueden perfeccionarse desde la investigación inicial de la naturaleza y los procesos en la cuenca de drenaje. Por lo tanto, una cuenca de drenaje puede clasificarse como una entre 96 tipos (4 x 3 x 2 x 4), aunque algunas combinaciones no existirán. La cuenca Dongjiang, por ejemplo, es de tipo [A1, B1, C1, D3]. Esta información debe documentarse, junto con una descripción de los tipos de servicios del ecosistema, los procesos de agua relevantes del gobierno y las partes interesadas y una descripción del ecosistema y sus factores de tensión, como forma sistemática de ofrecer información contextual acerca de la cuenca. A medida que se realizan las evaluaciones en todo el mundo, pueden catalogarse según este sistema de clasificación para que los usuarios puedan identificar, aprender de y comparar las experiencias con cuencas en un contexto similar.

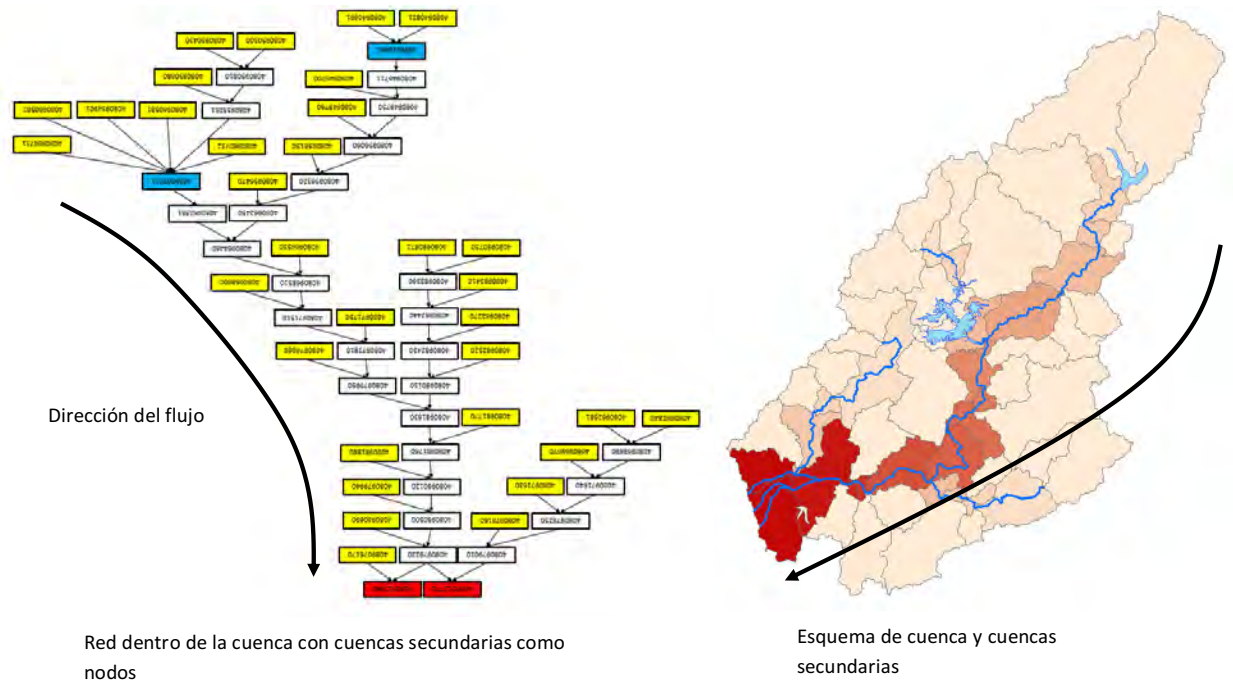
Tabla 5. Ejemplos de clasificaciones de cuenca

Clasificación	Ejemplos
A1 Río	Mekong (transfronterizo), Dongjiang (China)
A2 Agua subterránea	Pequeñas naciones insulares (Pacífico)
A3 Lago	Lake Victoria (África)
A4 Humedales	Everglades (EE. UU.)
B1 Enfocada en consumo humano	Dongjiang (China)
B2 Enfocada en la generación de recursos	Amazon (Transfronterizo), pequeñas vertientes en Indonesia
B3 Enfocada en eventos extremos	Ciliwung (Indonesia)
C1 Moderado a alto	Elbe (Europa), Thames (Reino Unido)
C2 No existente a bajo	Ganges (India), Indus (Paquistán)
D1 Tropical	Ciliwung (Indonesia) Amazon (Transfronterizo)
D2 Seco	Murray-Darling (Australia)
D3 Templado moderado	Dongjiang (China)
D4 Nieve	The Great Lakes (Norteamérica)

3.2 MARCO DE MODELADO DE CUENCA

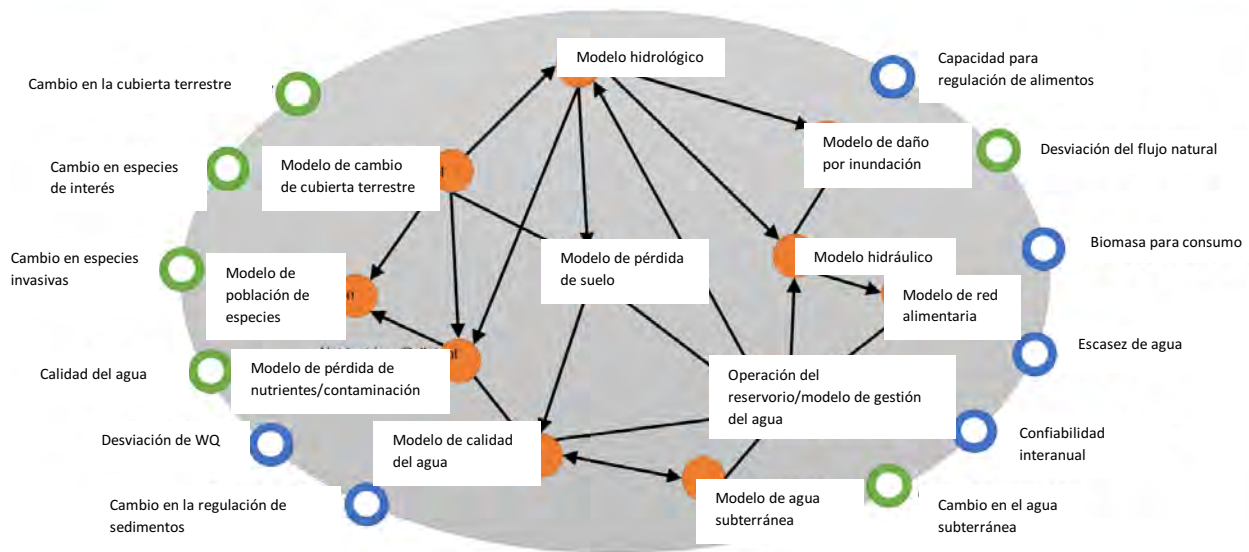
La realización de una evaluación requerirá no solo de la definición de una escala espacial y temporal para la implementación (Sección 2.2), sino también de la evaluación de la distribución y la conexión entre los indicadores de interés (listados en la Sección 2.3.1 y 2.3.2) dentro del área de implementación. Para reflejar la conectividad del flujo ascendente y descendente que impulsa los procesos físicos dentro de una cuenca, la delineación de la cuenca en una jerarquía de cuencas secundarias basada en el terreno y la red de flujo es una representación adecuada de la red física que sustenta la cuenca. Luego, se calcularán los indicadores de interés según la información disponible y se agregarán en este nivel de cuenca secundaria, cuando sea posible. La selección del nivel de delineación de cuenca secundaria es una decisión subjetiva, con niveles mayores de delineación que permiten el surgimiento de una imagen más detallada de los procesos y las compensaciones que operan dentro de la cuenca. Esto conlleva un incremento del esfuerzo requerido para un control y modelado de mayor resolución para calcular los indicadores. Un ejemplo de una delineación sencilla pero grosera sería delinear la cuenca en áreas aguas arriba que contribuyen al escurrimiento y áreas aguas abajo de consumo del suministro de agua. Recomendamos utilizar la base de datos HydroBASIN (Figura 2; Lehner y Grill, 2013) para construir la red de cuenca secundaria dentro de la cuenca.

Figura 2. Red de flujo para el canal del río principal de la cuenca de Dongjiang construida utilizando la base de datos HydroBASIN (nivel 8 modificado). A la izquierda, cuencas secundarias con drenaje sombreado en rojo hacia el mar, sombreado en amarillo no poseen cuenca secundaria aguas arriba y sombreado en celeste son los dos reservorios principales.



La red de cuenca secundaria puede formar la base para modelos de proceso que informan los cálculos de los indicadores de la vitalidad del ecosistema y servicios del ecosistema. Muchos de los modelos considerados para el cálculo de los indicadores estarán acoplados debido a la interdependencia de los procesos que modelan. La figura 3 muestra que la posible cadena de modelos proviene de lo que se resume en los indicadores para servicios del ecosistema y vitalidad del ecosistema. Aunque estas vinculaciones entre los procesos pueden no ser aparentes en los mismos indicadores, capturan algunas de las compensaciones cuantificables directas dentro de la cuenca. La capacidad para ajustar estas compensaciones en respuesta a escenarios será valiosa cuando se identifiquen los modelos y procesos de control requeridos para la evaluación del Freshwater Health Index.

Figura 3. Cadena de modelo e indicadores. Los círculos verdes representan los indicadores de la vitalidad del ecosistema y los círculos azules representan los indicadores de los servicios del ecosistema.

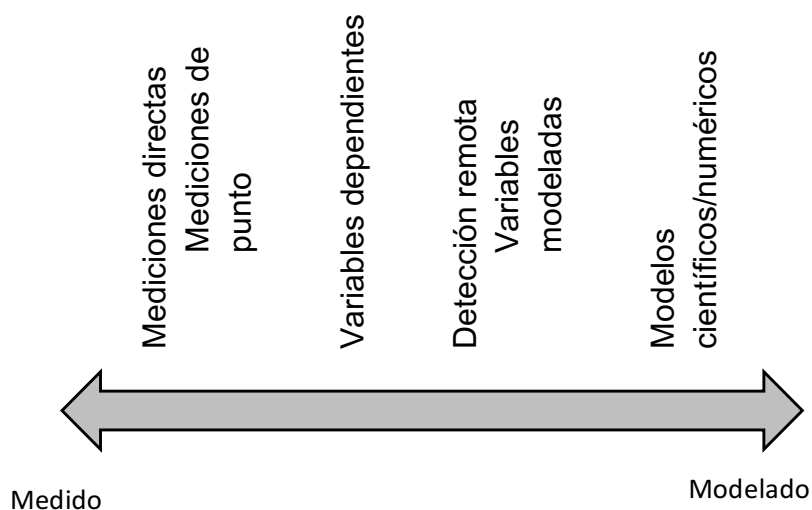


3.3 FUENTES DE DATOS

Se espera que los datos requeridos para calcular los indicadores a nivel de cuenca secundaria y cuenca provengan de una diversidad de fuentes que combinan mediciones en el sitio, información recopilada de forma remota y resultados modelados (Figura 4). Aunque las mediciones directas o en el sitio pueden considerarse con la ventaja de ser el valor “real” de la variable que se mide, tales datos requieren un trabajo intenso para recopilarlos y son escasos espacialmente. Por otro lado, la información recopilada de forma remota puede ser menos precisa puntualmente, pero puede tener una cobertura espacial más

grande y consistente y la capacidad para identificar patrones espaciales y temporales. Los datos de los modelos numéricos ayudan a completar las brechas en la disponibilidad de datos ‘medidos’ y ofrecen información en variables inferidas o derivadas, pero dependen de la calidad de las entradas y la caracterización de los procesos complejos que intentan simular.

Figura 4. Fuentes y tipos de datos. El gráfico varía entre datos directos empíricos que se recopilan sobre la base de modelos científicos y numéricos que utilizan mediciones directas o variables derivadas de detecciones remotas. Las mediciones directas son datos en la forma de estimaciones de punto; no obstante, cuando numerosos puntos se recopilan a través del espacio y el tiempo (o con respecto a alguna otra variable), pueden utilizarse para crear una distribución. Las variables dependientes son simples funciones matemáticas o estadísticas de mediciones directas. Los datos detectados de forma remota generalmente necesitan conversión mediante funciones complejas o métodos estadísticos en una métrica útil. Los modelos científicos/numéricos hacen referencia a modelos complejos que podrían utilizar cualquiera de las formas de entrada mencionadas anteriormente.



Se espera que cada cuenca tenga su propio conjunto de fuentes y modelos de control de datos basados en un número de factores locales, regionales y globales, tales como capacidad de las autoridades locales, importancia institucional para ciertas variables físicas (por ej., calidad del agua), escala de la cuenca estudiada, etc. La Tabla 6 tabula algunos ejemplos de datos detectados locales o de forma remota, junto con modelos hidrológicos, de agua subterránea, hidráulicos, calidad de agua y de servicios del ecosistema (entre otros) que pueden ser relevantes para, o utilizados por, instituciones en la cuenca. La adopción de las pautas documentadas en las Secciones 5 y 6 debería informar al usuario acerca de los datos subyacentes requeridos y permitir el cálculo de los indicadores.

Tabla 6. Fuentes de datos, modelos y métricas locales y globales para la evaluación de los indicadores de la vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema

Indicador principal	Indicador secundario	Métricas/modelos	Conjuntos de datos y modelos locales y a escala del sitio	Conjuntos de datos y modelos globales y regionales
---------------------	----------------------	------------------	---	--

Vitalidad del ecosistema				
<i>Cantidad de agua</i>	Desviación del régimen de flujo natural	AAPFD (Gehrke et al., 1995), Desviación hidrológica (Ladson et al., 1999)	Medidores de río, modelos hidrológicos tales como SWAT, HSPF, GSFLOW, etc.	Instancia calibrada de modelos hidrológicos globales/modelos de superficie terrestre tales como VIC, WaterGAP, etc.
	Reducción del almacenamiento de agua subterránea	% del área afectada	Pozos de control	Datos del satélite GRACE, estudios de hundimiento terrestre usando SAR
<i>Calidad del agua</i>	Water Quality Index (de TSS, TN, TP y otros)	Agregado de objetivos WQ sin parámetro con frecuencia y cantidad cuyos objetivos no se cumplen	Estación de monitoreo local, modelos de calidad del agua tales como QUAL, WASP, etc.	Parámetros de calidad del agua MODIS y VIIRS
<i>Condición de la cuenca de drenaje</i>	Extensión de la modificación del canal	Conectividad lateral: % modificado, conectividad longitudinal: Índice de conectividad dendrítico (Cote et al. 2009)	Fotografía aérea, base de datos del gobierno	Imágenes de LandsAT, imágenes de SAR (como Sentinel 1), base de datos GRanD (Global Reservoir and Dam)
	Naturalidad de la cubierta terrestre	Índice de naturalidad basado en la cubierta terrestre, escala 0-100	Fotografía aérea, estudio local de uso de la tierra	Cubierta terrestre MODIS, base de datos de cambio forestal global, productos de cobertura terrestre ESA CCI
<i>Biodiversidad</i>	Cambio en la riqueza y tamaño de la población de las especies de interés	% del cambio en número de especies y abundancia	Estudio local	Lista roja de IUCN, listas de especies amenazadas nacionales y regionales, base de datos de la dinámica de población global, base de datos global de especies
	Cambios en la riqueza y el tamaño de la población de especies invasivas y plagas	% del cambio en número de especies y abundancia		

				invasivas
Servicios del ecosistema				
<i>Suministro</i>	Confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda	Agregado de sitios afectados, frecuencia y amplitud de la brecha entre suministro y demanda de agua	Registros de regulación del gobierno, modelos de suministro y demanda de agua tales como WEAP	Información sobre disponibilidad de agua de modelos hidrológicos globales/modelos de superficie terrestre. Estimaciones de demanda basadas en cambios en la humedad del suelo, evapotranspiración, etc. (Nazemi y Wheater, 2015)
	Biomasa para consumo	Cantidad de producción o área que contribuye a la biomasa, frecuencia y amplitud de la brecha entre el suministro y la demanda de biomasa	Datos locales de control	NA
<i>Regulación y respaldo</i>	Regulación del sedimento	Agregado de áreas afectadas, frecuencia y cantidad de los cambios en deposición de sedimentos y umbrales de erosión	Operación del reservorio y registros de regulación, modelos hidrológicos, modelos de servicio del ecosistema tales como InVEST, ARIES	LandSAT u otras imágenes de alta resolución, estudios SAR
	Regulación de la calidad del agua	Agregado de objetivos WQ sin parámetro con frecuencia y cantidad cuyos objetivos no se cumplen	Estaciones y autoridades locales de control	Parámetros de calidad del agua MODIS y VIIRS

	Regulación de inundaciones	Agregado de sitios afectados, frecuencia y amplitud de inundaciones en comparación con la demanda	Modelos hidrológicos y modelos hidráulicos tales como HEC-RAS, etc.	Mapa global de inundaciones NRT, modelos globales de riesgo de inundación (Ward et al, 2015)
	Regulación de enfermedades	Agregado de áreas afectadas, proporción de incidencia y proporción de caso-muerte	Control y autoridades locales; enfoque de modelado WADI	Recursos compilados por la OMS, Global Infectious Disease and Epidemiology Network (GIDEON), modelos globales generalizados de Yang et al (2012)
<i>Cultural</i>	Conservación/sitios de patrimonio cultural	Área (puede ser ponderada mediante valor percibido)	Registros de regulación del gobierno	World Database on Protected Areas
	Recreación	Días de uso por persona o costos de viaje	Estudio local	Fotografías con marca geográfica de sitios de redes sociales

3.4 INCERTIDUMBRE

3.4.1 Tipos de incertidumbre

La incertidumbre en las evaluaciones de indicadores puede manifestarse de diversas formas, entre otras, errores de medición y sistemáticos en los datos, variabilidad natural, conjuntos de datos faltantes o incompletos para los indicadores, representación simplificada de procesos complejos en modelos utilizados para cuantificar indicadores e interpretaciones subjetivas del lenguaje usado para definir los indicadores (por ej., ambigüedad, vaguedad o falta de especificación; Regan et al. 2002). Quizás la fuente más grave de incertidumbre para avanzar con una evaluación de los indicadores sean los conjuntos de datos faltantes o incompletos. En los casos donde faltan datos para numerosos indicadores dentro de un componente, debería tomarse la decisión de si continuar o no con la evaluación. Recomendamos que, si más del 40 % de los indicadores dentro de uno de los tres componentes no puede evaluarse debido a la falta de datos, entonces no debe continuarse con la incorporación de los indicadores en un índice para ese componente. No obstante, alentamos la evaluación de indicadores para los cuales existen datos disponibles, ya que esto puede proporcionar información útil sobre el cambio de determinados aspectos de la cuenca. La falta de datos dentro de uno de los componentes (vitalidad del ecosistema, servicios del ecosistema o gobierno y partes interesadas) no debería evitar la evaluación del indicador y la incorporación en los índices en los otros componentes, si existen los datos

para hacerlo. Ya que no recomendamos la incorporación en los tres componentes, no evaluar e incorporar todos los indicadores en un componente no debería impedir la evaluación de los otros.

El error de medición probablemente sea la siguiente fuente más grande de incertidumbre. Surge de la falta de información precisa acerca de las cantidades utilizadas en las evaluaciones del indicador. Esto puede deberse a imprecisiones en la estimación de valores o la falta de conocimiento. El error de medición puede reducirse o eliminarse al obtener datos adicionales (Regan et al. 2002) y, por lo tanto, debería considerarse cuando sea posible y práctico. La variabilidad natural surge de diferencias en los valores del parámetro o indicador a lo largo del tiempo, el espacio y otras variables dependientes (por ej., pendiente). Esto afectará los valores del indicador en la cuenca. Por ejemplo, una fuente de contaminación tendrá mayores efectos aguas abajo y quizás ningún efecto aguas arriba. La incertidumbre semántica surge de la vaguedad, ambigüedad o falta de especificación en la definición de términos en los indicadores o la falta de consistencia en la interpretación de distintos evaluadores de esos indicadores. A pesar de los intentos por lograr definiciones claras y exactas de los indicadores, en algunos casos esto no es posible sin la pérdida de generalidad necesaria para una aplicación amplia.

3.4.2 Representación de incertidumbre

Para los casos en los que faltan datos para más del 40 % de los indicadores dentro de uno de los tres componentes, se recomienda que los valores del indicador no se incorporen en un índice general para el componente relevante de la cuenca. Cuando existen datos disponibles para el 60 % o más de los indicadores dentro de un componente (es decir, dentro de vitalidad del ecosistema, servicios del ecosistema o gobierno y partes interesadas), y si no más de un indicador principal no puede evaluarse, es adecuado incorporar indicadores en un índice general utilizando los métodos descritos más arriba. En los casos en los que se omita un indicador principal en la evaluación, esto debe ser el resultado de una decisión consensuada por las partes interesadas relevantes y basado en una falta genuina de datos. Se debe prestar atención al promediar los indicadores, para que solo los indicadores que pueden evaluarse se incluyan en el número total de indicadores. Por ejemplo, si 7 de 10 indicadores pueden evaluarse, entonces el valor del índice agregado debería ser un promedio de los 7 indicadores evaluados sin referencia a los 10 originales en la lista de indicadores para ese componente. Además, si se utilizan ponderaciones para denotar mayor o menor importancia de los indicadores para la sanidad del agua dulce de la cuenca, deben normalizarse en todos los indicadores para los cuales hay datos disponibles, no la lista completa de indicadores. En tales casos, un puntaje de incertidumbre debe acompañar el índice incorporado para el componente relevante. El puntaje de incertidumbre es el número de indicadores faltantes del índice en el número total de indicadores posibles para el componente (Alessa et al. 2008).

La variabilidad natural se satisface, en parte, al subdividir la cuenca en cuencas secundarias. Muchos indicadores dentro de los componentes vitalidad del ecosistema y servicios del ecosistema se calculan a escala de cuenca secundaria y se incorporan para proporcionar un valor de indicador para la cuenca completa. En estos casos, se debe aplicar el mismo método de incorporación de indicadores para el componente de la cuenca a fin de agregar el indicador en las cuencas secundarias.

El error de medición y la variabilidad natural también pueden representarse al especificar una mejor estimación y límites superiores e inferiores en el indicador o en los parámetros utilizados en el cálculo del indicador. El rango razonable puede establecerse utilizando varios métodos, por ejemplo, en base a intervalos de confianza, percentiles sobre distribuciones de valores sujetos a variabilidad, la opinión de

un solo experto o la visión consensuada de un grupo de expertos. El método utilizado debe establecerse y justificarse en la documentación de evaluación. Luego, debería utilizarse el análisis de intervalo para calcular el indicador (en los casos donde los parámetros en el cálculo de un indicador se representan como intervalos) o en la incorporación de indicadores representados como intervalos (Moore 1966). Cuando el indicador y los índices concomitantes se representan como intervalos, la evaluación debe basarse en la tendencia central (es decir, valores basados en las mejores estimaciones), pero deben informarse dentro de límites razonables resultantes. La representación de los valores del indicador como la mejor estimación dentro de límites superiores e inferiores será importante en situaciones donde un valor de indicador se encuentra cercano a un umbral u objetivo, por ej., umbrales de calidad aceptable del agua para consumo humano. Si la mejor estimación o tendencia central para la concentración de un contaminante relevante se encuentra levemente por debajo del umbral de aceptación (según un estándar determinado), esto dará un valor de indicador que se encuentra en el extremo más sostenible de la escala. No obstante, si los límites confiables superiores e inferiores de la concentración superan el umbral, esto debilitaría la evidencia de las concentraciones que cumplen con el umbral. Es importante marcar estos casos y mejorar las evaluaciones mediante la recopilación de más datos para reducir la extensión de los valores o iniciar la gestión para reducir la concentración.

4. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE LA VITALIDAD DEL ECOSISTEMA

Para cada indicador, se proporciona la siguiente información/pauta:

- **Escala de cálculo:** Identifica la escala espacial en la que se aplica el cálculo del indicador.
- **Referencia:** Publicaciones (cuando estén disponibles) que respalden la metodología tras el cálculo del indicador
- **Tipo/clase de entrada requerida:** Lista los tipos de datos necesarios para realizar el cálculo del indicador. Esta lista debería considerarse cuidadosamente antes de comenzar los cálculos y deberían identificarse los mejores datos de entrada disponibles.
- **Fuente sugerida de datos 'mínimos':** Especifica fuentes potenciales para los datos mínimos requeridos a fin de calcular el valor del indicador.
- **Pasos para el cálculo:** Hacer un proceso de cálculo de muestra mediante la suposición de que solo hay disponibles datos 'mínimos' y actuar como si el proceso puede usarse como predeterminado. En los casos en los que hay disponibles datos locales de mejor calidad y pueden incorporarse mediante el cambio o la modificación del procedimiento de cálculo, debería realizarse esto.

Para cada indicador calculado y para diferentes datos utilizados/versiones de cálculo, etc., se proporciona la hoja [Metadata_[IndicatorName]_[Date]_[version].docx] para registrar los metadatos.

4.1 CANTIDAD DE AGUA (WQT)

4.1.1 Desviación del régimen de flujo natural (DvNF)

Escala de cálculo:	Cuenca secundaria, agregar a la cuenca
Rango del resultado:	100 indica condiciones casi naturales, 0 indica gran desviación 100-80: Indica que el patrón estacional y la magnitud del flujo/niveles se parecen al régimen de flujo natural 80-50: Flujo regulado que probablemente mantenga el patrón estacional, no obstante, las magnitudes (en especial en los puntos pico y menguante) muestran una desviación marcada del régimen de flujo natural Por debajo de 50: Indica una desviación significativa en el patrón estacional y las magnitudes del régimen de flujo natural.
Referencia:	Ladson et al (1999), Gehrke et al. (1995), Gippel et al (2011)
Tipo/clase de entrada requerida:	Datos mensuales del flujo en condiciones presentes y naturales para el mismo período
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Datos mensuales modelados del flujo para 5 años con/sin todas las modificaciones en la cuenca

Pasos para el cálculo del indicador:

1. *Opción 1: Amended Annual Proportion of Flow Deviation (Gehrke et al. 1995, Gippel et al 2011):*

$$AAPFD = \sum_{j=1}^p \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{12} \left[\frac{m_i - n_i}{\bar{n}_i} \right]^2}}{p}$$

Donde m_i son datos mensuales del flujo acumulados en la condición actual, n_i es el flujo natural modelado para el mismo período, p es el número de años y \bar{n}_i es el flujo medio de referencia para el mes i a lo largo de p años (Nota: en flujos efímeros, esto debería cambiarse para incorporar el flujo promedio anual para evitar valores demasiado grandes). Los valores se normalizan como se indica a continuación, utilizando umbrales informados en Gehrke et al. 1995 y Gippel et al 2011:

$$DvNF = \begin{cases} 100 - 100 \times AAPFD & \text{for } 0 \leq AAPFD < 0.3 \\ 85 - 50 \times AAPFD & \text{for } 0.3 \leq AAPFD < 0.5 \\ 80 - 20 \times AAPFD & \text{for } 0.5 \leq AAPFD < 2 \\ 50 - 10 \times AAPFD & \text{for } 2 \leq AAPFD < 5 \\ 0 & \text{for } AAPFD \geq 5 \end{cases}$$

En los casos de lagos, los datos de flujo mensuales pueden reemplazarse con datos de 'nivel' (vea Liang et al. 2015 como ejemplo).

2. *Opción 2: desviación hidrológica (Ladson et al, 1999):*

$$HD = \frac{\sum_{i=1}^{12} |m_i - n_i|}{\sum_{i=1}^{12} n_i}$$

Donde m_i son datos mensuales de flujo acumulados en la condición actual y n_i es el flujo natural modelado para el mismo período.

En base a los estudios sobre flujos regulados en Australia, Ladson et al. (1999) clasificaciones asignadas dentro de límites inferiores y superiores del 20 % y 65 %, respectivamente. Utilizamos estos para normalizar la desviación hidrológica como se muestra a continuación:

$$DvNF = \begin{cases} 0 & \text{for } HD \geq 0.65 \\ 100 - \frac{100}{0.45}(HD - 0.2) & \text{for } 0.20 < HD < 0.65 \\ 100 & \text{for } HD \leq 0.20 \end{cases}$$

4.1.2 Reducción del almacenamiento de agua subterránea (GwSD)

Escala de cálculo:	Cuenca secundaria o cuenca
Rango del resultado:	100 indica sin reducción en el almacenamiento de agua subterránea; 0 indica signos de reducción generalizada
Referencia:	Vrba y Lipponen (2007)
Tipo/clase de entrada requerida:	(1) Datos de agua subterránea (GW) (2) Información de extracción de agua subterránea
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Identificar/destacar áreas de reducción potencial de GW utilizando información de GRACE, estudios de hundimiento de tierra, áreas identificables con gran explotación de GW.

Pasos para el cálculo del indicador:

1. Identificar áreas con un problema potencial de reducción de GW:

Las áreas con problemas potenciales de reducción pueden identificarse mediante los siguientes métodos (Vrba y Lipponen [2007]):

- **Áreas con alta densidad de pozos de producción:** Las reducciones en los niveles de agua subterránea están fuertemente asociadas con un incremento de los costos de bombeo o pérdida de rendimiento de los manantiales o pozos de producción, que pueden indicar la reducción de agua subterránea en áreas donde se explotan muchos pozos en un acuífero. Estas son dos alternativas para identificar la reducción en el nivel de agua: 1) detectar una tendencia descendente gradual del nivel de agua de una red de control de pozo (cuando esté disponible) o 2) comparar el nivel de agua subterránea en pozos perforados en diferentes momentos (es decir, comparar la evolución del nivel de agua utilizando pozos cercanos, pero perforados en diferentes momentos: 1960, 1970, etc.). Para lo último, es fundamental tener un inventario de pozo que pueda proporcionar información acerca de la construcción del pozo y los parámetros hidráulicos del acuífero. (En cuencas de suficiente tamaño, los datos de GRACE pueden ayudar a establecer la reducción.)
- **Cambio del flujo base:** En muchas áreas, los ríos y otros cuerpos de agua superficial reciben una importante proporción de agua del flujo base de agua subterránea. La drástica reducción de este flujo de agua subterránea y la pérdida de flujo base pueden asociarse con

la reducción del agua subterránea. En este caso, es importante el control del flujo del río. Una indicación indirecta de la reducción del flujo base puede establecerse cuando la vegetación freática o los humedales sufren cambios notables.

- *Cambio de las características de la calidad del agua subterránea:* Aunque las propiedades fisicoquímicas del agua pueden variar a lo largo del acuífero, en condiciones de explotación normales, no se esperan cambios drásticos en la calidad del agua subterránea (incluida la composición de isótopos estables). Por lo tanto, los cambios en la edad y el origen del agua subterránea en lugares específicos del acuífero pueden ser una indicación de reducción del agua subterránea.
- *Hundimiento terrestre:* En algunos lugares, la explotación del agua subterránea en sistemas de acuífero con mucho sedimento estuvo acompañada de un importante hundimiento terrestre. En este caso, el hundimiento terrestre puede utilizarse como un indicador indirecto de explotación no sostenible de agua subterránea.

De acuerdo con las notas de Vrba y Lipponen (2007), debe prestarse atención al evaluar la reducción del GW ya que también está sujeta a fluctuaciones naturales y estacionales provenientes de la influencia de condiciones climáticas y características del acuífero. Algunas veces, la reducción del almacenamiento de agua subterránea puede asociarse con una larga evolución transitoria desde un estado constante a otro y no representa necesariamente un problema de explotación no sostenible de un acuífero. El problema más complejo en los acuíferos que están sujetos a explotación es distinguir las reducciones permanentes y regionales provenientes solo de interferencias temporales y locales provocadas por la proximidad de pozos de producción.

2. *Calcular GwSD de esta forma:*

$$GwSD = \left(1 - \frac{\sum a}{A}\right) * 100$$

Donde *a* es el área con problemas de reducción identificados y *A* es la cuenca secundaria/cuenca que se estudia.

4.2 CALIDAD DEL AGUA (WQL)

Escala de cálculo:	Cuenca/cuenca secundaria
Rango del resultado:	100-95 indica excelente calidad del agua; 80-94 indica buena calidad del agua; 79-65 indica calidad regular; 64-45; <45 indica calidad deficiente del agua
Referencia:	Canadian Water Quality Index (CCME 2001)
Tipo/clase de entrada requerida:	Sólidos suspendidos totales (TSS), nitrógeno total (TN), fósforo total (TP), series de tiempo y concentraciones de otros contaminantes de interés
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Los datos requieren entradas locales provenientes de la observación o modelos para un mínimo de 4 contaminantes con al menos 4 puntos de datos cada uno

Pasos para el cálculo del indicador:

1. *Medida/modelo para obtener la estimación:*

Valores calculados para los 3 “parámetros esenciales” (SS medido como turbiedad, TP y TN) y parámetro local adicional de interés. Cada parámetro considerado necesita un objetivo a satisfacer en la forma de umbral o rango y el valor medido debe ser inferior o estar dentro de ellos. Aunque el umbral puede ser asignado por el usuario de acuerdo al contexto local (por ej., efectos sobre especies sensibles o procesos del ecosistema), los valores iniciales pueden completarse en base a las recomendaciones de UNEP (UNEP 2007; UNEP 2008b), tales como:

Parámetro	Rango recomendado
Sólidos suspendidos (medido como turbiedad)	<5 NTU
Nitrógeno total	<2 mg/L–6 mg/L
Fósforo total	<10 µg/L–40 µg/L

Los rangos informados aquí reflejan las diferencias en los tipos de ecosistema, con el propósito de que los usuarios apliquen un umbral dentro de este rango. Se considera que los valores menores a este umbral seleccionado satisfacen el objetivo. Como alternativa, los umbrales derivados de datos basados en el ecosistema para el nitrógeno total y el fósforo total para un estudio de caso australiano en la siguiente tabla pueden utilizarse como predeterminados de la misma forma (Hart et al. 1999). No obstante, derivamos a los usuarios a Hart et al. (1999), CCME (2002), UNEP (2007) y UNEP (2008b) para determinar si los umbrales predeterminados presentados en ambas tablas son adecuados para el contexto dado. Deben seleccionarse umbrales porque son los más adecuados para el contexto y no porque proporcionarán un valor de indicador favorable.

Tipo de ecosistema	TN (mg/L)	TP (µg/L)
Río de llanura	1,60	37
Río de montaña	0,34	35
Lagos y reservorios de agua dulce	0,44	50
Estuarios	0,08	45
Costeros y marítimos	0,35	55
Humedales	Sin datos	Sin datos

2. Escala e incorporación:

Usar el método del Canadian Water Quality Index. Consulte el calculador de WQL para más detalles.

4.3 CONDICIÓN DE LA CUENCA DE DRENAJE (DBC)

4.3.1 Extensión de la modificación del canal (ExCM)

Este indicador se compone del Combined Dendritic Connectivity Index (cDCI) para especies de peces potamodromos o diádromos y porcentaje de canal afectado por la modificación (pCM). El cDCI mide la conectividad longitudinal de la red fluvial mientras que el pCM mide la conectividad lateral.

5.3.1a Combined Dendritic Connectivity Index (cDCI)

Escala de cálculo:	Valor único por cuenca
Rango del resultado:	100 indica río de flujo libre y 0 río altamente fragmentado. Consulte la Figura 6 para conocer la descripción gráfica de valores para un río hipotético
Referencia:	Basado en Cote et al. (2009)
Tipo/clase de entrada requerida:	(1) Capa GIS de la red fluvial (2) Lugar de barreras/estructuras a lo largo del río (represas, etc.) (3) Medición de “transitabilidad” de cada estructura en direcciones ascendentes y descendentes para los peces (4) Información sobre si el índice se calculará para el impacto de especies de peces potamodromos (migraciones dentro de agua dulce) o diádromos (migraciones entre agua marina y agua dulce)
Fuente sugerida de datos ‘mínimos’ para permitir el cálculo:	(1) Red fluvial HydroBASIN con corrección manual en desembocadura (2) Datos SAR para estructuras de ubicación manual o Global Reservoir and Dams database (GRanD)

Pasos para el cálculo del indicador:

1. *Identificar y geolocalizar barreras que fragmentan la red fluvial:*

Esto puede compilarse desde agencias locales o bases de datos globales (si la información local no está disponible). La imagen de la derecha muestra datos de SENTINEL-1 SAR, que pueden usarse para identificar manualmente “obstrucciones” que aparecen como manchas brillantes en el agua con relación a la red fluvial (oscuro).

2. *Asignar el valor de “transitabilidad” para cada estructura:*

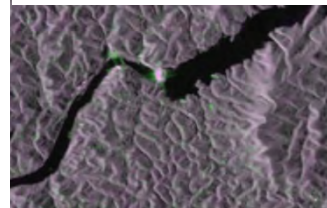
Esto se basará en entradas locales. Cote et al. (2009) asignar barreras a un valor de transitabilidad asociado, p , que varía de 0 a 1. Este valor depende de los atributos físicos (por ej., altura de la represa), químicos o hidrológicos (tasas de flujo, que varían temporalmente) de la barrera, además de la biología del organismo en cuestión (que puede variar por especie, edad, etc.).

Nota: Si faltan datos, siguiendo las indicaciones de Clarkin et al.

(2005), asignamos a cada barrera un valor binario de transitabilidad.

Esto significa que cada una de las barreras cumple con los criterios designados de transitabilidad de los peces ($p=1$) o no ($p=0$). Comenzamos con $p=0$ para todas las estructuras y permitimos al usuario

Figura 5. Imagen de SENTINEL 1 SAR de una represa en el Dongjiang.



cambiar esto a $p=1$. En etapas posteriores, la funcionalidad puede agregarse a valores intermedios si es útil.

3. *Impacto en especies de peces potamodromos:*

Para $(n-1)$ estructuras con $p=0$, dividiendo el río en n fragmentos, DCI_p se calcula así:

$$DCI_p = \sum_{i=1}^n \frac{l_i^2}{L^2}$$

donde, L es la longitud total del río, y l_i es la longitud de i fragmento

4. *Impacto en especies de peces diádromos:*

Para $(n-1)$ estructuras con $p=0$, dividiendo el río en n fragmentos, DCI_d se calcula así:

$$DCI_d = \frac{l_i}{L}$$

donde L es la longitud total del río, y l_i es la longitud del fragmento más cercano a la boca del sistema fluvial.

5. *Combinar:*

Por último, cDCI puede calcularse así:

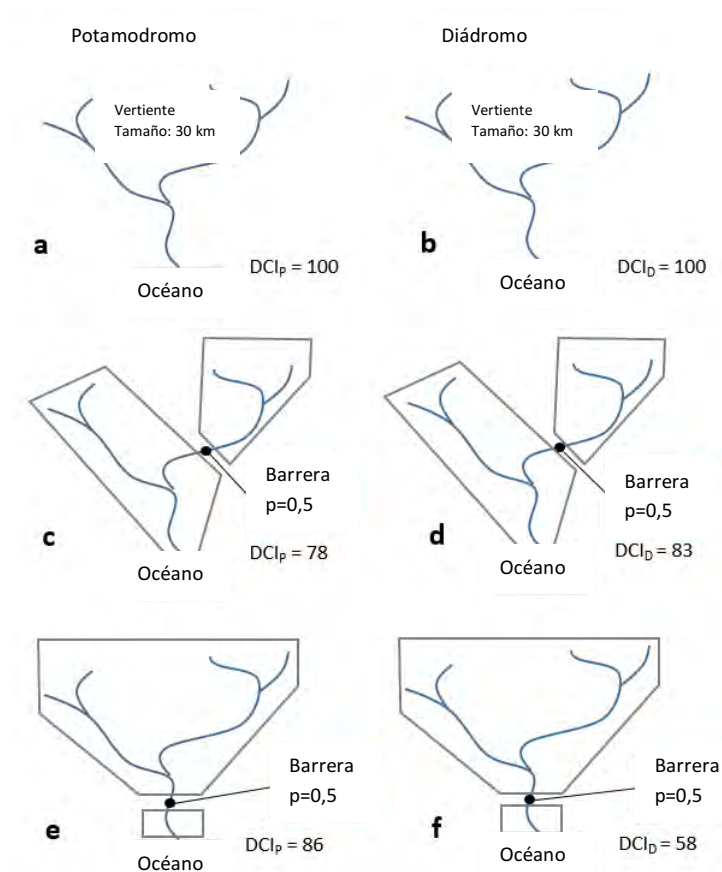
$$cDCI = \left(\frac{w_p DCI_p + w_d DCI_d}{w_p + w_d} \right) * 100$$

donde las ponderaciones w_p y w_d dependen de la naturaleza de las especies de peces en el sistema de agua dulce.

Notas: 1) Las ponderaciones sugeridas para (w_p, w_d) son $(1,0)$ para sistemas dominantes potamodromos; $(0,1)$ para sistemas dominantes diádromos.

2) Para cuencas secundarias más grandes, como el sistema 3S transfronterizo (los ríos Sesan, Sre Pok y Sekong que abarcan Camboya, Lao ODR y Vietnam), que contienen especies potamodromas, las especies de peces que se desplazan hacia arriba por el flujo principal del Mekong se verán afectados por obstáculos en la conectividad de la misma forma que las especies diádromas. Por lo tanto, el cálculo de DCI_d será adecuado.

Figura 6. Cálculo de DCI_p y DCI_d para una red fluvial hipotética con una barrera que tenga p en ambas direcciones como 0,5. (Fuente: Cote et al. 2009)



4.3.1b Porcentaje de canal afectado por la modificación (pCM)

Escala de cálculo:	Cuenca secundaria; agregar a valor único por cuenca
Rango del resultado:	100 indica sin modificación y 0 altamente modificado
Referencia:	Nula
Tipo/clase de entrada requerida:	(1) Capa GIS de la red fluvial (2) Ubicación de las estructuras a lo largo del río, incluidos diques, malecones, canalización, etc.
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	(1) Red fluvial HydroSHEDS/HydroBASIN con corrección manual en desembocadura (2) Imágenes de LandSAT cuando corresponda (3) Aqua Monitor: http://aqua-monitor.appspot.com/ puede ser útil

Pasos para el cálculo del indicador:

1. *Asignar/calcular el porcentaje de longitud modificada para cada cuenca secundaria:*
Si hay datos disponibles acerca de la ubicación de malecones, diques, canalización, eliminación de obstrucciones internas para la navegación, extensión del reservorio, etc., puede calcularse el

porcentaje de la longitud afectada para cada cuenca secundaria (0 para casi natural, 1 para completamente canalizado). De lo contrario, puede utilizarse la siguiente matriz de decisión en la inspección visual de las imágenes de LandSAT para el año que se audita:

Inspección visual de las imágenes por canal en la cuenca secundaria	Puntaje (pCM_i)
Casi sin modificación visible con corredor ribereño casi natural	0
Alguna modificación visible, incluidas granjas/áreas urbanas que llegan a la costa del río. No obstante, la longitud afectada es claramente menor que la mitad de la longitud del canal	0,25
Las modificaciones son visibles, casi la mitad del canal en la cuenca secundaria está afectada	0,5
Grandes secciones del canal están claramente modificadas, pero quedan algunos espacios de sección natural	0,75
La mayor parte del canal en la cuenca secundaria está modificada; el corredor ribereño natural no existe y todas las orillas del río están afectadas por el uso humano	1

Las cuencas secundarias que sean predominantemente lagos/reservorios deben excluirse de este cálculo.

2. *Agregar en base a la longitud del canal:*

Los puntajes dentro de una cuenca secundaria pueden calcularse así:

$$pCM = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n l_i pCM_i}{L} \right) * 100$$

donde L es la longitud de red fluvial, l_i es la longitud del i° fragmento del río, y pCM_i es el puntaje adecuado de la tabla directamente por encima del i° fragmento de río.

4.3.2 Naturalidad de la cubierta terrestre (LCN)

El índice de naturalidad describe el estado y la tendencia del uso de tierra/cubierta terrestre (LULC) dentro de la cuenca, según la cantidad de transformación existente inducida por el hombre. Una cuenca en estado intacto, con bosques y humedales que interactúan, generalmente mantiene una cantidad y calidad suficientes de agua para respaldar la flora y fauna autóctonas. La naturalidad existe en un gradiente desde completamente natural a completamente artificial o dominada por el hombre (Angermeier, 2000). La conversión humana de las tierras y vías fluviales está asociada con incrementos en las cargas contaminantes (fuente no puntual de agricultura, fuente puntual de ciudades e industrias), los cambios en la filtración y regímenes de escurrimiento y pérdidas de servicios de regulación (mitigación de

inundaciones, prevención de la erosión, purificación del agua). Por lo tanto, el índice de naturalidad es un indicador clave del grado en que estas funciones que ocurren naturalmente se preservan dentro de la cuenca. Se basa en esfuerzos similares para categorizar y cuantificar este gradiente sobre paisajes, tales como el índice de naturalidad de Machado (2004) y la escala hemeroby hvb (Sukopp, 2004; Paracchini y Capitani, 2011; Walz y Stein 2014). Otras investigaciones más detalladas de tipos de LULC específicos, tales como conversión de bosques para agricultura, pueden justificarse como un paso secundario y pueden calcularse mediante el uso de los mismos datos.

Escala de cálculo:	Cuenca secundaria; agregar a valor único por cuenca
Referencia del indicador (si existe):	Basado en los métodos del índice de naturalidad descritos en Machado (2004)
Entrada requerida:	(1) Datos acerca de la cobertura terrestre (trama o archivo shape) durante al menos 2 períodos para derivar el cambio (por ej., 2010 y 2015) (2) Tabla de clasificación del grado de naturalidad (3) Archivo shape de cuenca secundaria
Fuentes sugeridas de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	(1) ESA CCI cubierta terrestre (2000, 2005, 2010, resolución 300 m); Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

Pasos para el cálculo del indicador:

1. *Revisar y ajustar ponderaciones de naturalidad:*

La tabla de clasificación del grado de naturalidad (Deg_of_N.csv) contiene descripciones de los tipos de LULC, además de prácticas culturales (por ej., irrigación) que corresponden a ponderaciones de “naturalidad” en un gradiente de 0-100. Las subclasificaciones se sugieren en base a tres factores:

- **Gestión del ciclo de agua:** altera manualmente el flujo o el uso del agua para mantener un tipo especial de uso de tierra
- **Contaminación:** contaminantes químicos y físicos que ingresan al ciclo local de agua debido a prácticas culturales, tales como el uso de fertilizantes y pesticidas, e incremento de filtración en el suelo de campos de cultivo, además de filtraciones urbanas y cargas de aguas residuales en fuente puntual de tierras urbanas e industriales
- **Características de la vegetación:** grado de vegetación nativa y permanencia de la cobertura vegetal

La ponderación propuesta incluye rangos de valor para ayudar a destacar transiciones de sistemas “naturales” a “transformados”, es decir, de bosques y humedales a tierras cultivadas o de tierras cultivadas a áreas urbanas (consulte la Tabla 7). Se recomienda que las ponderaciones predeterminadas en la tabla de clasificación se revisen y, en base a la opinión experta, se ajusten para ser compatibles con las condiciones locales. Por ejemplo, en algunas regiones, los campos de arroz inundados pueden considerarse como con un grado superior de naturalidad que otros cultivos

irrigados, debido a la capacidad de imitar ciertos aspectos de los humedales (que podrían haber reemplazado). En este caso, pueden ser adecuadas una clasificación diferente y una ponderación relativa más alta. De forma similar, los conjuntos de datos de uso de la tierra específicos de la región pueden incluir clases altamente detalladas y diferenciadas del uso de la tierra que requerirán la opinión experta sobre su ponderación relativa.

Tabla 7. Características y ponderaciones de "naturalidad" propuestas

Grado de naturalidad	Gestión del ciclo de agua	Emisiones de contaminantes	Características de la vegetación	Ejemplos	Ponderación
Natural y seminatural	Ninguno	Ninguno	Nativo	Bosque (primario y secundario); lagos (naturales) y humedales; pastizales nativos; matorrales nativos	100
Sistema cultural asistido	Bajo	Bajo	Mixto, alta diversidad	Mosaico de vegetación nativa (>50 %, cobertura vegetal <50 %)	70
	Bajo	Bajo	Mixto, diversidad moderada	Mosaico de tierra cultivada (>50 %, vegetación natural <50 %)	60
Sistema transformado	Bajo	Bajo	Cobertura permanente con especies atípicas	Tierra con pastura permanente, agrosilvicultura; cultivo de árboles	50
	Bajo a moderado	Moderado a alto	Cobertura estacional con especies atípicas	Tierra arable no irrigada	40
	Alto	Moderado a alto	Cobertura estacional con especies atípicas	Tierra arable irrigada permanentemente	30
Completamente artificial	Alto	Moderado a alto	Cubierta escasa con pasto	Espacio urbano de parque; áreas suburbanas de baja densidad; tierra árida	10
	Alto	Alto	Ninguno	Áreas comerciales urbanas; áreas mineras	0

2. *Códigos asociados con cobertura terrestre de archivos de entrada con categorías en la tabla de clasificación del grado de naturalidad:*

Si su archivo de entrada de LULC todavía no contiene códigos numéricos asociados con cada tipo de cobertura, primero asigne un identificador numérico único. A continuación, ingrese el identificador numérico para cada tipo de LULC en la tabla de clasificación (Deg_of_N.csv) donde mejor se adapte. Copie las filas de la tabla de clasificación para acomodar los múltiples tipos de LULC desde el archivo de entrada, que debería tener la misma categorización y ponderación. **NOTA:** Es preferible tener un archivo de entrada de LULC como datos de trama. Si está en datos de vector, convierta los polígonos a un conjunto de datos de trama y especifique un tamaño de celda razonable en base a sus datos de entrada, por ej., 30 m o un tamaño de celda que sea consistente con el DEM que tiene disponible para la cuenca. Reclasifique los valores de la grilla para su archivo de entrada de LULC según la ponderación de naturalidad correspondiente de la tabla de clasificación. **NOTA:** El puntaje general del “índice de naturalidad” de la cuenca será el valor medio de la trama reclasificada.

3. *Calcule los valores medios de naturalidad a escala de la cuenca secundaria:*

Utilizando la delineación recomendada de cuenca secundaria, calcule un valor promedio sobre cada cuenca secundaria y guarde como un nuevo archivo. Utilice estadísticas zonales con el archivo de cuenca secundaria como las zonas. Calcule la desviación media y estándar mediante el uso de los valores de trama Deg_of_N como entrada. Una la tabla resultante con el archivo de vector de la cuenca secundaria para generar un mapa de estos valores.

4. *Calcule los cambios entre dos períodos:*

Repita los pasos 2 y 3 para el archivo de entrada de LULC de un período anterior (por ej., 5 años antes) para compararlo con el uso actual de la tierra. Una las dos tablas de estadísticas zonales, luego, cree un nuevo campo y reste los valores medios Deg_of_N en el período anterior del período actual. Una este nuevo atributo al archivo de vector de la cuenca secundaria para producir un mapa del cambio en los puntajes de naturalidad. **NOTA:** Algunos valores serán negativos.

4.4 BIODIVERSIDAD (BIO)

La biodiversidad evalúa los cambios potenciales en el ecosistema en funcionamiento mediante la medición de cambios en la biota, que constituye un componente integral de los ecosistemas de agua dulce. El estado y las tendencias de biodiversidad en una cuenca significan la sanidad del ecosistema, con poblaciones en disminución de especies nativas y poblaciones en aumento de especies invasivas y plagas que indican condiciones de deterioro o degradación de un ecosistema. Este indicador de biodiversidad se compone del número (expresado como riqueza y abundancia de especies) y cambios en:

Las especies de interés que constan de especies acuáticas o ribereñas amenazadas (dependientes del agua) y otras especies de interés (tales como las especies clave o especies paraguas) que serán afectadas por los cambios en la condición de hábitat. La presencia o la

ausencia de especies particulares y las tendencias de su población a lo largo del tiempo son de interés aquí.

Las especies invasivas y plagas en lagos, vías fluviales y la zona ribereña indican alteración antropogénica de las condiciones ecológicas, ya que son las circunstancias que permiten a especies foráneas prosperar a expensas de las especies nativas. La cantidad de especies presentes y sus tendencias de población son de interés.

Escala de cálculo:	Cuenca secundaria; agregar a valor único por cuenca
Rango del resultado:	100-0, donde 100 indica la mayor biodiversidad y 0 indica la menor biodiversidad
Referencia:	Living Planet Index (Loh et al. 2005)
Tipo/clase de entrada requerida:	
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Estudios locales Bases de datos útiles para el cálculo del <i>indicador</i> de biodiversidad http://www.iucnredlist.org/ https://www.iucn.org/theme/species/our-work-ssc/our-work/freshwater-biodiversity http://data.freshwaterbiodiversity.eu/ http://www.livingplanetindex.org/data_portal http://www3.imperial.ac.uk/cpb/databases/gpdd http://www.compadre-db.org/ http://www.natureserve.org/ http://www.iucngisd.org/gisd/ https://www.invasivespeciesinfo.gov/aquatics/databases.shtml

Pasos para el cálculo del indicador:

Calcule los indicadores secundarios de 'Especies de interés (ISC_i)' y 'Especies invasivas y plagas (INS_i)' en el año i utilizando el proceso descrito a continuación.

4.4.1 Cambios en presencia (es decir, número de especies) y tamaño de la población de las especies de interés

Las especies de interés deben constar de especies de agua dulce nativas en riesgo (entre otras, invertebrados acuáticos, anfibios, peces y aves acuáticas) listadas en la Lista roja de la IUCN como críticamente en peligro (CR), en peligro (EN) o vulnerables (VU) (IUCN 2012) y listadas a nivel nacional o provincial como especies de agua dulce amenazadas o en peligro en la cuenca. Las especies de interés deben incluir cuidadosamente especies de agua dulce seleccionadas cuyo estado y tendencias de población están vinculados con la sanidad del ecosistema de agua dulce, tal como un cambio en la sanidad del ecosistema de agua dulce podría resultar en un cambio en el estado o las tendencias de población de las especies a lo largo del tiempo. Estas especies pueden incluir especies paraguas, clave, insignia o indicador que podrían no estar en peligro, pero podrían ser sensibles a los cambios en el sistema de agua dulce (Caro 2010). Los ecologistas locales serán la mejor fuente de información sobre las identidades y el estado y tendencias de tales especies. Se deben recopilar periódicamente datos de

control sobre los tamaños de la población u otras mediciones de abundancia, tales como biomasa o densidad, para estas especies adicionales a fin de considerarlas especies de interés. Ya que este indicador evalúa *cambios* en las especies de interés, las especies deben seleccionarse cuidadosamente desde el inicio, y deberían ser suficientes, para que un cambio en el número de especies de interés refleje correctamente los cambios genuinos como resultado de amenazas o acciones de gestión benéficas en la cuenca.

Pasos para el cálculo del indicador:

El índice para *especies de interés* se calcula en cuatro partes: cálculo de la proporción de especies de agua dulce amenazadas o en peligro obtenido del total de especies de agua dulce evaluadas en la cuenca, cálculo del cambio en el número (es decir, riqueza) de especies de interés, y el promedio de tendencias de población en todas las especies de interés para las cuales existen datos. Estos tres parámetros se combinan para dar un índice general del estado y el cambio en las *especies de interés*.

1. El primer paso en el cálculo estima la proporción de especies de agua dulce amenazadas y en peligro, del total de especies de agua dulce evaluadas en la cuenca. Para las especies de la Lista roja de la IUCN, las especies totales evaluadas se componen de todas las especies que se sometieron a evaluaciones de la Lista roja de la IUCN, sin incluir las que se consideraron con Datos insuficientes (DD). Si existe información disponible, las especies de agua dulce amenazadas y en peligro listadas a nivel nacional o provincial deben incluirse, además del número total de especies de agua dulce evaluadas a nivel nacional y provincial, garantizando que las especies no se representen más de una vez. Mediante el uso del número de especies listadas amenazadas y en peligro únicamente (sin incluir las especies de interés adicionales), la proporción de especies amenazadas y en peligro, del total de especies evaluadas, se calcula de esta forma:

$$I_{TE,i} = \frac{w_{CR}n_{CR,i} + w_{EN}n_{EN,i} + w_{VU}n_{VU,i} + \sum_j w_j n_{j,i}}{(w_{CR} + w_{EN} + w_{VU} + \sum_j w_j)} \times \frac{1}{n_{Total,i}}$$

donde $n_{CR,i}$, $n_{EN,i}$, y $n_{VU,i}$ son la cantidad de especies listadas como CR, EN y VU en virtud de las categorías de la Lista roja de la IUCN y criterios en el período $t = i$, respectivamente, $n_{j,i}$ es la cantidad de especies clasificadas en una categoría amenazada o en peligro a nivel nacional o provincial en el período i (por ej., para regiones que clasifican las especies como “amenazadas” o “en peligro”, $j=1$ se refiere a la categorías en peligro y $j=2$ se refiere a la categoría amenazada), w_{CR} , w_{EN} y w_{VU} son ponderaciones (entre 0 y 1,0) aplicadas a la cantidad de especies CR, EN y VU, respectivamente, w_j son las ponderaciones aplicadas al número de especies en peligro y amenazadas a nivel nacional o provincial y $n_{Total,i}$ es la cantidad total de especies evaluadas en la cuenca en virtud de los criterios de la Lista roja de la IUCN o criterios nacionales o provinciales. Deben asignarse ponderaciones tales como $w_{CR} \geq w_{EN} \geq w_{VU}$ y $w_j \geq w_{j+1}$. Los valores predeterminados para las especies de la Lista roja de la IUCN son $w_{CR} = 1.0$, $w_{EN} = 0.75$ y $w_{VU} = 0.5$. Los valores predeterminados para las especies listadas a nivel nacional o provincial dependerán del número de categorías de amenaza; para categorías de dos amenazas, se recomienda “en peligro” y “amenazada”, $w_1 = 1.0$ y $w_2 = 0.75$.

2. El cambio en la cantidad de especies de interés se calcula de siguiente forma:

$$\Delta SC_i = \frac{SC_{i-1}}{SC_i}$$

donde ΔSC_i denota el cambio en la cantidad de especies de interés de período $t = i - 1$ a período $t = i$, SC_{i-1} es la cantidad de especies de interés en el período $t = i - 1$ y SC_i es la cantidad de especies de interés en el período $t = i$. Tenga en cuenta que las especies de interés aquí hacen referencia a especies amenazadas y el peligro, además de especies paraguas, clave, insignia o indicador cuidadosamente seleccionadas que podrían no estar bajo amenaza, pero podrían ser sensibles a cambios en el sistema de agua dulce. $SC_i = 0$ bajo dos circunstancias muy diferentes: 1) Todas las especies de interés se extirparon, en cuyo caso $\Delta SC_i = 0$ o 2) todas las especies de interés mejoraron su estado y tendencias hasta ser consideradas como ya no de interés, en cuyo caso $\Delta SC_i = 1$. Se recomienda encarecidamente que las especies de interés se seleccionen de manera que la segunda circunstancia no se alcance, es decir, aunque las especies pueden mejorar de amenazadas y en peligro a recuperadas y se eliminen de las especies de interés, las especies seleccionadas debido a que son sensibles a los cambios en los ecosistemas de agua dulce (en oposición a su estado de amenaza) continuarían jugando un papel como indicadores hasta el momento en que se eliminen completamente.

3. Para tantas de estas especies como haya datos disponibles, las tendencias de la población para cada una de ellas se calculan para el período relevante como:

$$\Delta N_{i,j} = \ln \left(\frac{N_{i,j}}{N_{i-1,j}} \right)$$

donde $\Delta N_{i,j}$ es el cambio en el tamaño en la población o medición de abundancia desde el período $t = i - 1$ hasta el período $t = i$, j es la especie, $N_{i-1,j}$ es el tamaño de la población de la especie j en el período $t = i - 1$ y $N_{i,j}$ es el tamaño de la población de la especie j en el período $t = i$.

Respetando los métodos del Living Planet Index (Loh et al. 2005), el promedio de las tendencias de población en todas las especies para las cuales hay datos disponibles se calcula de la siguiente forma:

$$\overline{\Delta N}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} \Delta N_{i,j}$$

donde $\overline{\Delta N}_i$ es el promedio del tamaño de población o cambios en la abundancia desde el período $t = i - 1$ al período $t = i$, n_i es el número de especies para el cual existen datos de tendencias de población/abundancia en todo el período, y j es el índice de la especie. El valor compuesto de la tendencia de la población en todas las especies se calcula de siguiente forma:

$$PT_i = \exp(\overline{\Delta N}_i)$$

donde PT_i es el valor de tendencia de la población en todas las especies desde el período $t = i - 1$ al período $t = i$. Si hay ausencia de datos sobre la tendencia de población, el valor predeterminado para PT_i es 1,0.

- La combinación de la proporción de especies evaluadas en la cuenca que están en peligro y amenazadas, el cambio en la cantidad de especies de interés y las tendencias de población/abundancia de aquellas especies para las cuales hay datos de población disponibles, es decir, el valor del indicador de las *especies de interés* se calcula de la siguiente forma:

$$ISC_i = \min\{ISC_{i-1}\sqrt{I_{TE,i} \times \Delta SC_i \times PT_i}, 100\}.$$

Para la primera evaluación de la cuenca en el período = 1, $ISC_0 = 100$. Para los casos en los cuales no hay información disponible sobre las tendencias de población/abundancia, $PT_i = 1$.

4.4.2 Cambios en la presencia y el tamaño de la población de especies invasivas y plagas

Las especies invasivas y plagas son especies exóticas o foráneas que “amenazan la diversidad o abundancia de las especies nativas, la estabilidad ecológica de aguas infestadas o las actividades comerciales, agrícolas, culturales o recreativas acuáticas dependientes del agua dulce” ([Ley de 1990 sobre prevención y control de especies exóticas nocivas acuáticas](#)). Todas las especies invasivas y plagas que están presentes y representan una amenaza para la sanidad del agua dulce en la cuenca deben definirse. La [Global Species Data Base](#) y cualquier otra base de datos disponible para la región pueden utilizarse para identificar estas especies. No obstante, el conocimiento experto local debe utilizarse para verificar la presencia e identidad de especies de invasores en la evaluación de la cuenca. Los datos de control acerca de tamaños de la población u otras mediciones de la abundancia, tales como biomasa, densidad o área o extensión de cobertura, deben recopilarse para la mayor cantidad de especies posible. Un cambio en el valor del indicador debe reflejar una mayor intensidad de amenazas representadas por los incrementos del invasor o una disminución de dichas amenazas debido a acciones de gestión benéficas que reducen las poblaciones del invasor dentro de la cuenca.

Pasos para el cálculo del indicador:

El índice para *especies invasivas y plagas* se calcula en tres partes: un índice que denota el número (es decir, riqueza) de las especies invasivas y plagas, un cálculo del cambio en la cantidad de especies invasivas y plagas, y el promedio de la tendencia de población en todas las especies invasivas y plagas para las cuales existen datos. Estos tres parámetros se combinan para dar un índice general del estado y el cambio en las *especies invasivas y plagas*.

- El índice para la cantidad de especies invasivas y plagas se calcula de la siguiente forma:

$$I_{IN,i} = \begin{cases} 1 - \frac{n_{IN,i}}{10}, & \text{for } 0 \leq n_{IN,i} \leq 8 \\ 0.1, & \text{for } n_{IN,i} \geq 9 \end{cases}$$

donde $n_{IN,i}$ es la cantidad de especies invasivas y plagas en la cuenca en el período $t = i$.

- El cambio en la cantidad de especies invasivas y plagas se calcula de la siguiente forma:

$$\Delta n_{IN,i} = \frac{n_{IN,i-1}}{n_{IN,i}}$$

donde $\Delta n_{IN,i}$ denota el cambio en la cantidad de especies invasivas de período $t = i - 1$ a período $t = i$, $n_{IN,i-1}$ es la cantidad de especies de interés en el período $t = i - 1$ y $n_{IN,i}$ es la cantidad de especies de interés en el período $t = i$. En los casos donde $n_{IN,i} = 0$, luego $\Delta n_{IN,i} = 1$ ya que esto denota el caso de una disminución a 0 especies invasivas o plagas.

3. Para tantas de estas especies como haya datos disponibles, las tendencias de la población/abundancia para cada una de ellas se calculan para el período relevante como:

$$\Delta IN_{i,j} = \ln \left(\frac{IN_{i-1,j}}{IN_{i,j}} \right)$$

donde $\Delta IN_{i,j}$ es el cambio en el tamaño de la población (o biomasa, densidad, área o extensión de cobertura) desde el período $t = i - 1$ al período $t = i$, j es la especie, $IN_{i-1,j}$ es el tamaño de la población (o biomasa, densidad, área o extensión de cobertura) de la especie j en el momento $t = i - 1$ y $IN_{i,j}$ es el tamaño de la población de la especie j en el período $t = i$.

Respetando los métodos descritos más arriba, el promedio de las tendencias de población en todas las especies para las cuales hay datos disponibles se calcula de la siguiente forma:

$$\overline{\Delta IN}_i = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} \Delta IN_{i,j}$$

donde $\overline{\Delta IN}_i$ es el promedio de cambios del tamaño de población (o biomasa o densidad) desde el período $t = i - 1$ al período $t = i$, n_i es el número de especies para el cual existen datos de tendencias de población en todo el período, y j es el índice de la especie. El valor compuesto de la tendencia de la población en todas las especies se calcula de siguiente forma:

$$IPT_i = \exp(\overline{\Delta IN}_i)$$

donde IPT_i es el valor de tendencia de la población en todas las especies invasivas y plagas desde el período $t = i - 1$ al período $t = i$.

4. La combinación del cambio en la cantidad (es decir, riqueza) de las especies invasivas y plagas y las tendencias de la población de esas especies para las cuales hay disponibles mediciones de abundancia, es decir, el valor del indicador de las *especies invasivas y plagas* se calcula como se indica a continuación:

$$INS_i = \min\{INS_{i-1} \sqrt{I_{IN,i} \times \Delta n_{IN,i} \times IPT_i}, 100\}.$$

Para la primera evaluación de la cuenca en el período = 1, $INS_0 = 100$. Para los casos en los cuales no hay información disponible sobre las tendencias de población/abundancia, $IPT_i = 1$.

5. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE SERVICIOS DEL ECOSISTEMA

Desarrollamos un marco común, análogo a elementos de marcos de evaluación del riesgo (Covello y Merkhofer, 2013), para derivar un proceso sistemático a fin de evaluar servicios del ecosistema (ES) que intentan describir y cuantificar la capacidad de un ecosistema para entregar los servicios que las personas demandan o esperan de él. En virtud de este marco, al menos deben considerarse dos aspectos de suministro y regulación de los ES: 1) La posibilidad de demanda para el servicio del ecosistema que no se cumple y (2) variabilidad de la ocurrencia, plazo o magnitud de los eventos que llevan al incumplimiento de la demanda. La evaluación se realiza mediante la división del área de interés (cuencas fluviales para ES relacionados con el agua) en unidades especiales en las cuales la entrega de ES puede evaluarse y, por lo tanto, puede establecerse el objetivo para el incumplimiento de la demanda de los ES. Para determinados servicios del ecosistema, puede definirse un objetivo de variable única o basado en un umbral 'claro', que será directamente cuantificable, mientras que otros tendrán múltiples variables u objetivos basados en umbral 'difuso' que requerirán estimaciones indirectas. Por ejemplo, para la provisión de agua a diversos sectores y ciudades desde una cuenca, el volumen demandado es directamente cuantificable y, por lo tanto, puede evaluarse el incumplimiento en base a si la demanda se cumple o no. Por otro lado, cuando se consideran los daños de eventos de inundación en las áreas habitadas dentro de una cuenca, es más complejo asignar un umbral a cualquier reducción o falta de capacidad del ecosistema de agua dulce para regular las inundaciones y la evaluación puede depender del método utilizado.

Para calcular el indicador de servicio del ecosistema (ESI) mediante el uso de unidades especiales y objetivos o umbrales, se evalúan tres dimensiones: alcance (F1), frecuencia (F2) y amplitud (o excursión) (F3). Estas dimensiones son similares a las utilizadas en el índice de calidad del agua CCME (Saffran et al. 2001) y reflejan los aspectos de la 'fuente de riesgo', 'exposición' y 'consecuencias' utilizados en muchos cálculos de riesgo (Merkhofer, 2012; Covello y Merkhofer, 2013). Estas tres dimensiones se definen así:

- Alcance (F1): La cantidad de unidades espaciales en el área de interés que no pueden cumplir el objetivo o umbral.
- Frecuencia (F2): La frecuencia en la cual los objetivos o umbrales no se cumplen.
- Amplitud (o excursión) (F3): La amplitud o magnitud en virtud de las cuales los objetivos o umbrales no se cumplen.

El valor final para cada dimensión se escala entre (0-100) antes de combinarlo en un puntaje final. La calidad y disponibilidad de los datos para determinar las tres dimensiones variarán en virtud del servicio del ecosistema que se evalúa y el área de evaluación: En algunos casos, solo 1-2 de las dimensiones pueden calcularse con confianza a partir de los datos disponibles. En algunos casos, pueden calcularse solo una o dos dimensiones con certeza (Modarres, 2006), en este caso, la solidez o certeza de la evidencia deberá informarse cuando se calculen los puntajes finales, como se indica más abajo:

1. Si solo se puede determinar F1: $ESI = 100 - F1$ (baja evidencia)
2. Si solo se puede determinar F1 y F2: $ESI = 100 - \sqrt{(F1^2 + F2^2)}/2$ (evidencia media)
3. Si se pueden determinar las tres: $ESI = 100 - \sqrt{(F1^2 + F2^2 + F3^2)}/3$ (alta evidencia)

5.1 ESTABLECIMIENTO DEL INDICADOR Y REQUISITOS DE DATOS

Las siguientes tablas definen el establecimiento de los indicadores de Suministro (PRO) y Regulación y respaldo (REG) en virtud de los servicios del ecosistema. Las tablas definen la granularidad de la unidad espacial (SU) que se utilizará para el cálculo, el tipo de datos que pueden utilizarse en el proceso de cálculo, además de los datos mínimos que deben utilizarse en el proceso. Por último, en línea con el marco teórico (Sección 1), se proporcionan las definiciones posibles para el objetivo (para umbrales determinantes), el alcance (F1), la frecuencia (F2) y la amplitud (F3). Después de considerar los datos disponibles y las siguientes definiciones, el usuario debe seguir los pasos articulados en las siguientes secciones para calcular los indicadores.

5.2 SUMINISTRO (PRO) DE SERVICIOS

5.2.1 Confiabilidad del suministro de agua en relación con la demanda (WaSD)

Unidad espacial:	Ubicación/sitios y sectores de demanda; agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	<ol style="list-style-type: none">1. Resumen de la demanda mensual para diversos sectores y el suministro realmente provisto.2. Requisitos del flujo ambiental y descarga real en puntos controlados en los ríos.
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Local (mensual o estacional) datos para 1-5 años
Objetivo:	Se cumple la demanda de agua
F1:	No se cumple la demanda
F2:	La frecuencia con la que no se cumple la demanda mensual
F3:	Amplitud/excursión: La diferencia entre suministro y demanda cuando la demanda no se cumple

5.2.2 Biomasa para consumo (BiCN)

Unidad espacial:	Lotes de pesca/cuencas secundarias; agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	Estimaciones de la biomasa utilizada/adquirida para consumo; puede ser en forma de captura o unidades de producción, según la disponibilidad.
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Los datos serán específicos del sitio y la disponibilidad variará considerablemente
Objetivo:	En base a pérdida de productividad
F1:	Cuencas secundarias donde se redujo la captura/productividad
F2:	¿Con qué frecuencia la captura/productividad informadas se encuentran por debajo de los niveles esperados?

F3:	Amplitud/excursión en base a: la magnitud de la pérdida de captura/productividad
------------	--

5.3 REGULACIÓN Y SERVICIOS DE RESPALDO

5.3.1 Regulación del sedimento (SeRG)

Unidad espacial:	Reservorios, deltas, planicies aluviales o tramos del río; agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	<ol style="list-style-type: none"> 1. La tasa actual de sedimentos del reservorio o pérdida de la tasa de capacidad y umbral de diseño para deposición de sedimentos en el reservorio. 2. Erosión de la orilla del río 3. Tasa de deposición en planicies aluviales y umbrales, si los hay 4. Área o tasa de deposición/erosión del delta y tasa esperada o promedio en base a registros históricos
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Fuentes locales de los últimos 1-5 años
Objetivo:	Deposición o erosión esperadas de planicie aluvial/delta en base al umbral de diseño
F1:	Cantidad de ubicaciones donde se supera el umbral
F2:	Frecuencia con incidencia de deposición/erosión que supera el umbral (anualmente)
F3:	Amplitud/excursión: diferencia entre la tasa real y el umbral

5.3.2 Desviación de las métricas de calidad del agua de los valores de referencia (DvWQ)

Unidad espacial:	Tramos del río/cuenca secundaria, agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	'Clase' de objetivo, objetivos de WQ para los tramos del río considerados y la 'clase' real o calidad real de WQ para ese tramo
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	WQ modelada o registrada mensual para 1-5 años y objetivos de WQ para cada tramo
Objetivo:	El objetivo de WQ se cumple
F1:	Cantidad de ubicaciones donde el objetivo de WQ no se cumple
F2:	Frecuencia en la que no se cumplen los objetivos de WQ
F3:	Amplitud/excursión: brecha entre los objetivos de WQ y los valores reales

5.3.3 Regulación de inundaciones (FIRG)

Unidad espacial:	Ciudad o cuenca secundaria, agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	Contornos de la inundación, interceptación del flujo en áreas aguas arriba
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	Frecuencia/estadísticas de inundaciones en los últimos 5 años con líneas de inundación si están disponibles o registro de intensidad/daños.
Objetivo:	Basado en la gravedad del daño
F1:	Cantidad de ubicaciones donde ocurrieron las inundaciones
F2:	Frecuencia de los incidentes de inundación
F3:	Amplitud/excursión: clasificación en base a la extensión del daño en el suministro de la regulación de la inundación

5.3.4 Exposición a enfermedades asociadas con el agua (ExWD)

Unidad espacial:	Ciudades/cuenca secundaria, agregar a la cuenca
Tipo/clase de entrada requerida:	Identificar enfermedades importantes asociadas con el agua para la región y tasa de incidencia o mortalidad
Fuente sugerida de datos 'mínimos' para permitir el cálculo:	De la administración local para los últimos 5 años
Objetivo:	En base a la proporción de incidencia o proporción de caso-mortalidad
F1:	Número de ubicaciones donde ocurre la enfermedad
F2:	Frecuencia del brote de la enfermedad
F3:	Amplitud/excursión: en base a la proporción de incidencia o proporción de caso-mortalidad

Otras notas:

Como encabezado amplio, evaluamos las enfermedades infecciosas asociadas con el agua que pueden clasificarse en una de cinco categorías (Yang et al. 2012):

- microorganismos entéricos acuáticos (por ej., tifoidea y cólera) que ingresan en fuentes de agua a través de la contaminación con materia fecal y provocan infecciones mediante la ingestión del agua contaminada. También incluye patógenos acuáticos (por ej., *Cryptosporidium*, *Giardia*) transmitidos a través de la ingestión de, o exposición a, agua contaminada. Pueden describirse como enfermedades transmitidas por el agua y son un subconjunto de enfermedades causadas por el agua;
- transmitidas por el agua, provocadas por trematodos o nematodos que tienen una fase acuática en su ciclo de vida, (por ej., schistosomiasis);
- relacionadas con el agua, transmitidas por insectos vectores que poseen una fase acuática en su ciclo de vida (por ej., malaria y tripanosomiasis);

- arrastradas por el agua, la transmisión se debe a higiene personal o doméstica deficiente que provoca una falta de agua adecuada; y
- dispersadas en el agua, las infecciones de agentes que proliferan en agua dulce e ingresan en el organismo humano a través del sistema respiratorio (por ej., *Legionella*).

5.4 PASOS PARA EL CÁLCULO

1. **Determinar la unidad espacial (SU)** y producir una capa GIS que muestre su ubicación y cobertura de la cuenca.
2. **Determinar el tiempo-período (o período de evaluación) para el cálculo del indicador.** Si el cálculo superará F1, el período de evaluación debe dividirse en períodos más pequeños (denominados como ‘instancias’). Por ejemplo, para un período de evaluación de 5 años, cada año puede considerarse como una instancia para agrupar los eventos. La prueba de si la demanda se satisface o no se realiza dentro del período representado por la instancia.
3. **Determinar a partir de los datos si F1 y F2 pueden calcularse.** Si la información relacionada con el número de SU afectadas por la falta de entrega de servicios del ecosistema está disponible, F1 puede calcularse utilizando la siguiente fórmula:

$$F1 = \left(\frac{\text{Number of SUs that did not meet demand at least once}}{\text{Total number of SUs}} \right) \times 100$$

Si la distribución de eventos donde la demanda no se satisfizo está disponible para el período de evaluación, puede calcularse F2 mediante la consideración de en qué instancias se satisfizo o no la demanda:

$$F2 = \left(\frac{\text{Number of instances where demand was not met}}{\text{Total number of instances monitored}} \right) \times 100$$

4. **Determinar a partir de los datos si F3 puede calcularse y si es ‘preciso’ o ‘difuso’.** Si hay información disponible sobre la capacidad para satisfacer la demanda en las instancias y magnitud de partida, puede calcularse F3. Este procedimiento de evaluación está encapsulado dentro de una medida de ‘excursión’ para cada instancia y se considera que regresará un valor de incumplimiento. La excursión para cada instancia i (Ex_i) puede calcularse de la siguiente manera:

- a) **Los servicios con un umbral ‘preciso’ de variable única para el incumplimiento pueden definirse:**

Aquí, se puede definir un valor de objetivo (tal como volumen objetivo para cumplir con la demanda de agua) para esa instancia particular, de esta forma, se puede evaluar la excursión para cada caso donde la demanda no se satisface.

Cuando el objetivo no está alejado de esta meta, la excursión puede definirse como:

$$Ex_i = \left(\frac{\text{objective}_i}{\text{instance value}_i} \right) - 1$$

De forma alternativa, cuando el objetivo no supera la meta, la excursión puede definirse como:

$$Ex_i = \left(\frac{\text{instance value}_i}{\text{objective}_i} \right) - 1$$

- b) **Los servicios con un umbral ‘preciso’ de variable única para el incumplimiento no pueden definirse:**

Aquí, definir un objetivo único puede ser complejo. Recomendamos que, en estos casos, la excursión para cada instancia i se clasifique según una escala de 1 a 10 para corresponder con la brecha inferior y superior entre demanda y suministro. Los valores pueden definirse mediante estudios de las partes interesadas o mediante el seguimiento y la combinación de algunas métricas relevantes para el servicio del ecosistema. Para las instancias n entre las SU donde el objetivo no se cumple, se recopilan en una suma normalizada de excursiones (nse) tales que:

$$nse = \frac{\sum_{i=0}^n Ex_i}{\text{Total number of instances monitored}}$$

Tenga en cuenta que, para el proceso de normalización, se utiliza la cantidad total de instancias supervisadas, donde la demanda se cumple o no. Esto se realiza para que las excursiones se escalen con respecto a toda la información disponible acerca del sistema y no estén influenciadas por las instancias donde la demanda no se cumple.

Por último, $F3$ se calcula mediante el escalamiento nse en una escala de 0-100, que utiliza la función asintótica propuesta por Saffran et al. (2001):

$$F3 = \left(\frac{nse}{nse + 1} \right) \times 100$$

5. Combinar F1, F2 y F3.

- Si solo se puede determinar F1: $ESI = 100 - F1$ (baja evidencia)
- Si solo se puede determinar F1 y F2: $ESI = 100 - \sqrt{(F1^2 + F2^2)}/2$ (evidencia media)
- Si se pueden determinar las tres: $ESI = 100 - \sqrt{(F1^2 + F2^2 + F3^2)}/3$ (alta evidencia)

5.5 EJEMPLOS DE TRABAJO

Los siguientes dos ejemplos de trabajo que utilizan datos brutos/sintéticos ayudan a demostrar el proceso de aplicación, además de la derivación y el seguimiento entre las tres dimensiones <F1, F2, F3>.

5.5.1 Inundación en Bangladesh

Bangladesh posee un terreno relativamente llano, dominado por el delta del Ganges-Brahmaputra. Ganges, Brahmaputra y Meghan junto con sus tributarios atraviesan el país antes de desembocar en la Bahía de Bengala, esto lo convierte en altamente susceptible a las inundaciones. En este ejemplo, aplicamos el ESI para la regulación de inundaciones en los 64 distritos que abarca Bangladesh.

Fuente de datos: Base de datos espaciales sobre inundaciones principales desde el Observatorio de inundaciones de Dartmouth. Incluye la fecha y el período del evento, alcances aproximados del área afectada, causa principal de la inundación y estimaciones de la pérdida de vidas además de personas desplazadas.

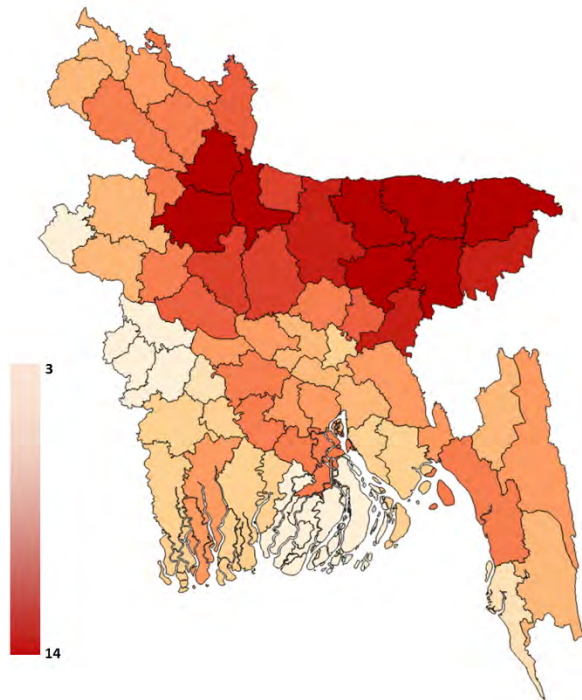


Figura 7: Cantidad de inundaciones que afectan cada distrito durante el período de 17 años comprendido entre 2000-2016.

Procesamiento: Se extrajo un subconjunto de datos para el período 2000-2016, en el cual las fuentes de inundaciones incluyen lluvias monzónicas y falla de las defensas. La extensión espacial de cada inundación se entrelazó con los contornos del distrito. La tabla de frecuencia de inundaciones derivada se muestra en la Tabla 8, que tabula el número de inundaciones que afecta cada distrito en cada año durante el período de 17 años. En términos del cálculo del indicador, esto da $17 \text{ años} \times 64 \text{ distritos} = 1088$ instancias. La Figura 7 denota la distribución de las inundaciones obtenida a partir de los datos. Los datos disponibles son suficientes para la primera aproximación del alcance y la frecuencia. La información asociada con el número de vidas perdidas y las personas desplazadas debido a las inundaciones se resume en el esquema de la Figura 8. Las relaciones de profundidad-daño de la inundación no están disponibles o no son aplicables actualmente debido a la naturaleza bruta de la información disponible sobre las inundaciones. Por lo tanto, si intentamos medir la magnitud de las inundaciones para el cálculo de la amplitud, puede ser adecuado un enfoque 'impreciso'.

Tabla 8. Frecuencia de las inundaciones para los 64 distritos en Bangladesh desde 2000-2016, agrupadas en intervalos de 1 año

ID del	divcode	discode	división	distrito	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	SUMA
1	4	1	Khulna	Bagerhat				1			1	2			1	1						6
2	2	3	Chittagong	Bandarban	2			1				1					1	1			1	7
3	1	4	Barisal	Barguna								2			1			1				4
4	1	6	Barisal	Barisal				1				3			2	1						9
5	1	9	Barisal	Bhola								2						1				3
6	5	10	Rajshahi	Bogra	1	1	1	1		1		2	2		2				1			13
7	2	12	Chittagong	Brahamanbaria	1				1	1		2	2		1			1	1			12
8	2	13	Chittagong	Chandpur	1			1				3			1			1				7
9	2	15	Chittagong	Chittagong	2			2				2					1	1			1	9
10	4	18	Khulna	Chuadanga				1			1	1									1	4
11	2	19	Chittagong	Comilla	1			1				3			1			1				8
12	2	22	Chittagong	Cox's Bazar	1							1					1			1		5
13	3	26	Dhaka	Dhaka				1				2			1			1	1			7
14	5	27	Rangpur	Dinajpur	1	1	1	1		2		1	2									9
15	3	29	Dhaka	Faridpur				1			1	3						1				9
16	2	30	Chittagong	Feni	2			1				3						1			1	8
17	5	32	Rangpur	Gaibandha	1	1	1	1		2		2	2		1				1			13
18	3	33	Dhaka	Gazipur				1				2	2		1			1	1			9
19	3	35	Dhaka	Gopalganj				1			1	2			2	1		1				9
20	6	36	Sylhet	Habiganj	1	1	2	1	1	1		2	2					1	1			13
21	3	39	Dhaka	Jamalpur	1	1	1	1		1		2	2		2				1			13
22	4	41	Khulna	Jessore					1			1					1					6
23	1	42	Barisal	Jhalokati							1	2										4
24	4	44	Khulna	Jhenaidah				1			1	1						1				4
25	5	38	Rajshahi	Joypurhat	1	1		1		1		1	2						1			9
26	2	46	Chittagong	Khagrachhari	2			1				2						1			1	7
27	4	47	Khulna	Khulna			1	1			1	2			1	1						8
28	3	48	Dhaka	Kishoreganj	1	1	1	1	1	1		2	2					1	1			13
29	5	49	Rangpur	Kurigram	1	1	1	1		2		1	2		1							10
30	4	50	Khulna	Kushtia				1			1	1										4
31	2	51	Chittagong	Lakshmipur				1				3					1					6
32	5	52	Rangpur	Lalmonirhat	1	1	1	1		2		1	2									9
33	3	54	Dhaka	Madaripur				1				3			2			1				8
34	4	55	Khulna	Magura				1			1	1			1							5
35	3	56	Dhaka	Manikganj				1				2			2			1	1			8
36	6	58	Sylhet	Maulvibazar	1		1	1	1	1		2	2		1			1	1			12
37	4	57	Khulna	Meherpur				1			1	1										3
38	3	59	Dhaka	Munshiganj				1				3			1				1			7
39	3	61	Dhaka	Mymensingh	1	1	1	1				2	2		1			1	1			12
40	5	64	Rajshahi	Naogaon		1		1		1		1	2									7
41	4	65	Khulna	Narail				1			1	2				1						6
42	3	67	Dhaka	Narayanganj				1				2					1					6
43	3	68	Dhaka	Narsingdi	1			1				2	2		1			1	1			10
44	5	69	Rajshahi	Natore		1		1		1		1	2		1				1			9
45	5	70	Rajshahi	Nawabganj		1		1				1	2						1			4
46	3	72	Dhaka	Netrakona	1	1	2	1	1	1		2	2					1	1			14
47	5	73	Rangpur	Nilphamari	1	1		1			2	1	2									8
48	2	75	Chittagong	Noakhali	1			1				3						1				6
49	5	76	Rajshahi	Pabna		1		1			1	1	2		2				1			10
50	5	77	Rangpur	Panchagarh		1		1		2		1	2									7
51	1	78	Barisal	Patuakhali								2							1			4
52	1	79	Barisal	Pirojpur							1	2			1			1				6
53	3	82	Dhaka	Rajbari				1			1	2			2							8
54	5	81	Rajshahi	Rajshahi		1		1		1		1	2									7
55	2	84	Chittagong	Rangamati	2			1				2					1	1			1	8
56	5	85	Rangpur	Rangpur	1	1	1	1		2		1	2									9
57	4	87	Khulna	Satkhira			1				1	2			1	1						6
58	3	86	Dhaka	Shariatpur				1				3			2			1				8
59	3	89	Dhaka	Sherpur	1	1	1	1				2	2		1				1			11
60	5	88	Rajshahi	Sirajganj		1		1		1		2	2		2				1			11
61	6	90	Sylhet	Sunamganj	1	1	3	1	1	1		2	2					1	1			14
62	6	91	Sylhet	Sylhet	1		3	1	1	1		2	2		1			1	1			14
63	3	93	Dhaka	Tangail		1	1	1				2	2		1				1	1		11
64	5	94	Rangpur	Thakurgaon		1		1		2		1	2									7

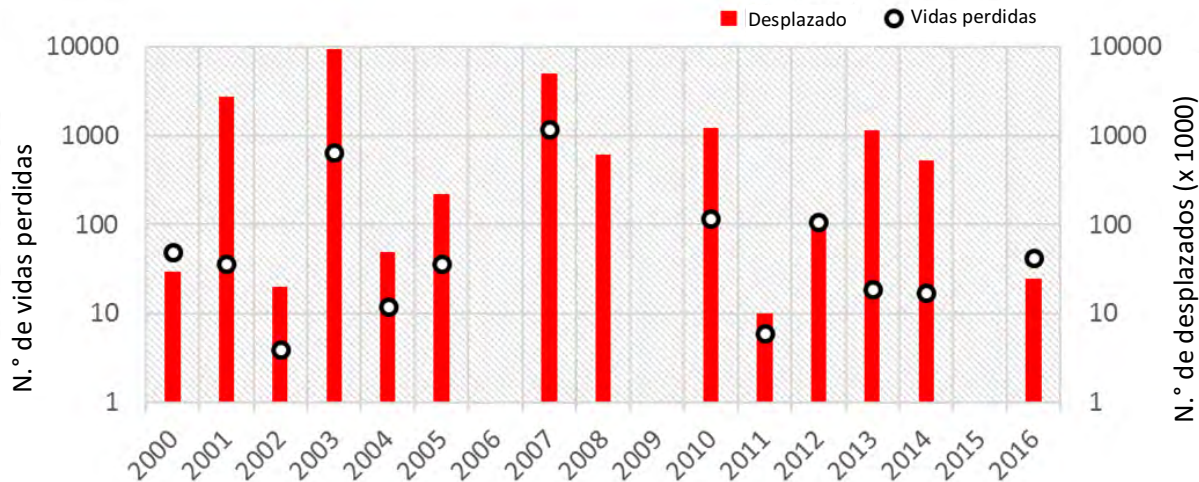


Figura 8. Datos acerca de vidas perdidas y personas desplazadas por la inundación.

Alcance (F1): Como todos los distritos están afectados por la inundación en el período de evaluación, mínimo 3 inundaciones según lo visto en la Figura 7, F1 directamente es igual a 100.

Frecuencia (F2): A partir de la tabla de frecuencia, de las 1088 instancias (64 distritos x 17 años), se observan inundaciones en 409 instancias. Por lo tanto, $F2 = (409/1088) * 100 = 37,59$

El indicador de servicios del ecosistema (ESI) calculado utilizando solamente F1 y F2, sería como se muestra a continuación:

$$ESI (with F1 and F2) = 100 - \sqrt{\frac{100^2 + 37.59^2}{2}} = 24.46$$

Amplitud (F3): Como no está disponible una clara definición del umbral, probamos el método propuesto para objetivos 'difusos', donde en cada instancia, la 'excursión' necesita clasificarse de 1 a 10. Para probar la sensibilidad de este enfoque, en el primer caso, asignamos todas las excursiones como 10. Esto equivale a decir que como todas las inundaciones provocaron algunas pérdidas de vidas o algunos desplazamientos de personas, todas son inaceptables y, por lo tanto, obtienen la excursión más alta. Siguiendo las fórmulas de la Sección 5.4 (Paso 4b), F3 se convierte en 78,99, por lo tanto, $ESI = 23,92$.

Por otro lado, si asignamos excursiones como 1 (equivalente a decir que, aunque estas inundaciones provocaron daños, siguen siendo parte del sistema y no una desviación de las extensiones y la frecuencia naturales), F3 se convierte en 27,32 y $ESI = 36,3$.

5.5.2 Confiabilidad del suministro de agua en Dongjiang

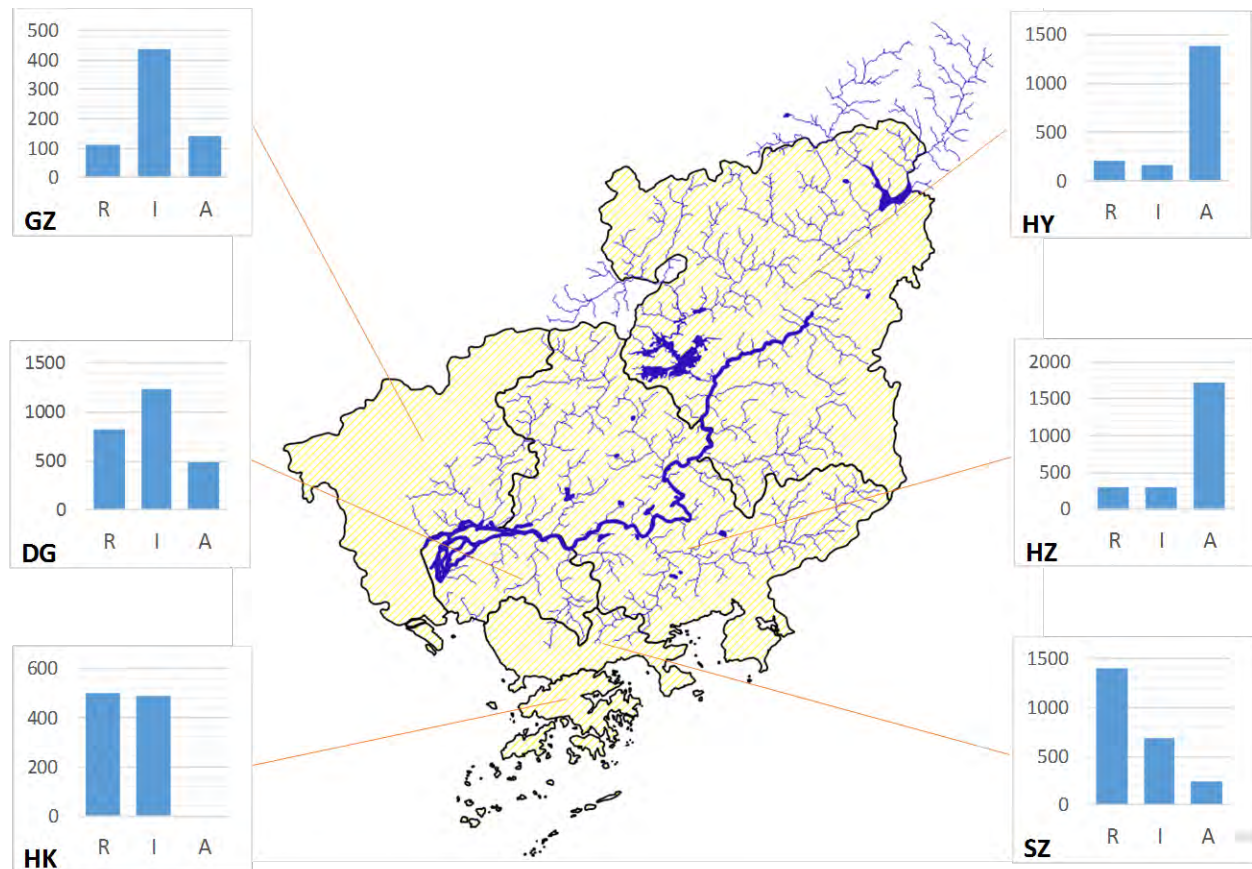


Figura 9. Demanda anual de agua, desglosada en ciudades/provincias principales y sector en millones de metros cúbicos.

El Dongjiang o East River es parte del sistema Pearl River y suministra agua dulce a cinco ciudades continentales chinas, además de ser la principal fuente de suministro de agua de Hong Kong. En este ejemplo de trabajo, aplicamos el ESI para examinar la confiabilidad del suministro de agua en base a la demanda y el suministro estimados de agua dulce del río.

Fuente de datos: Estudio publicado por Zhang et al. (2008). Las demandas de agua obtenidas de este estudio se muestran en la Figura 9. En el estudio, el Módulo de confiabilidad condicional (CRM) en el Water Right Analysis Package (WRAP) se utilizó en el estudio para generar confiabilidad en el suministro de agua para las ciudades interiores de la cuenca, tales como Heyuan (HY), Huizhou (HZ) y Dongguan (DG) y ciudades ubicadas fuera de la cuenca, como Hong Kong (HK), Shenzhen (SZ) y Guangzhou (GZ). Posteriormente, la demanda se dividió entre los siguientes sectores: uso residencial (R), industria (I) y agricultura (A).

Procesamiento: Interpolamos los resultados de una simulación de una sequía grave del año 1991 (resultados anuales disponibles del estudio) en base a datos de lluvia caída disponibles para generar un conjunto de datos sintéticos de confiabilidad mensual del suministro de agua para cada demanda. Esto se tabuló en el material suplementario (Tabla 9) y se representó en el esquema de la Figura 10.

Con cinco ciudades que tienen los tres sectores, y Hong Kong que tiene solo dos, tenemos el equivalente de $(5 \times 3 + 1 \times 2 =)$ 17 unidades espaciales. El período de evaluación es un año desglosado en 12 meses. Por lo tanto, la cantidad total de instancias son $(17 \times 12 =)$ 204 instancias. Como, en este caso, el umbral es de variable única, el incumplimiento y su magnitud pueden calcularse utilizando las fórmulas de la Sección 5.4 (Paso 4a) donde el objetivo de confiabilidad es 100 %. Las tres dimensiones <F1, F2, F3> obtenidas son <52,94, 17,65, 33,64>. Por último, el valor del indicador obtenido mediante la combinación de las tres dimensiones para la sequía grave sintética del año 1991 es 62,38.

Tabla 9. Confiabilidad del suministro de agua para Dongjiang, valores mensuales interpolados de promedios anuales

	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Anual
HK[R]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
HK[I]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
SZ[R]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
SZ[I]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
SZ[A]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
HY[R]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
HY[I]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
HY[A]	100	100	100	55	40	30	20	20	100	100	100	100	72.29
HZ[R]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
HZ[I]	100	100	100	100	100	100	100	45	55	100	100	100	91.76
HZ[A]	100	100	100	40	20	10	5	5	100	100	100	100	65.09
DG[R]	100	100	100	100	75	85	30	36	100	100	100	100	85.47
DG[I]	100	100	100	100	70	80	20	30	100	100	100	100	83.33
DG[A]	100	100	100	100	75	85	25	36	100	100	100	100	85.09
GZ[R]	100	100	100	100	70	80	20	30	100	100	100	100	83.33
GZ[I]	100	100	100	100	70	80	20	30	100	100	100	100	83.33
GZ[A]	100	100	100	100	75	85	25	36	100	100	100	100	85.9

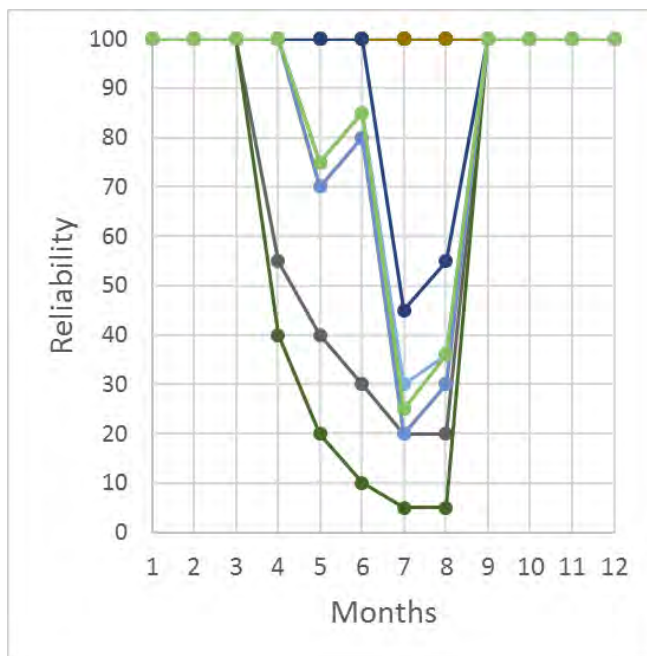


Figura 10. Confiabilidad del suministro interpolado a valores mensuales.

Sensibilidad entre los múltiples niveles de información:

Como el ESI se puede calcular con múltiples niveles de información (solo con F1, con F1 y F2, y con los tres), es importante medir la sensibilidad del resultado a medida que hay más o menos información disponible. En otras palabras, si está disponible la información que permite calcular solo <F1> o solo <F1, F2>, ¿el valor final del indicador derivado tiene alguna habilidad para representar el estado del sistema?

Para probar esto, construimos un simple experimento que utiliza el método Monte Carlo. Según esto, la confiabilidad para cada una de las 204 instancias en la Tabla 9 se genera de forma aleatoria. La generación del número es tal que cada instancia en un conjunto de experimentos

tiene una probabilidad fija de error. Por ejemplo, si la probabilidad de error está establecida en 10 %, entonces cualquier confiabilidad

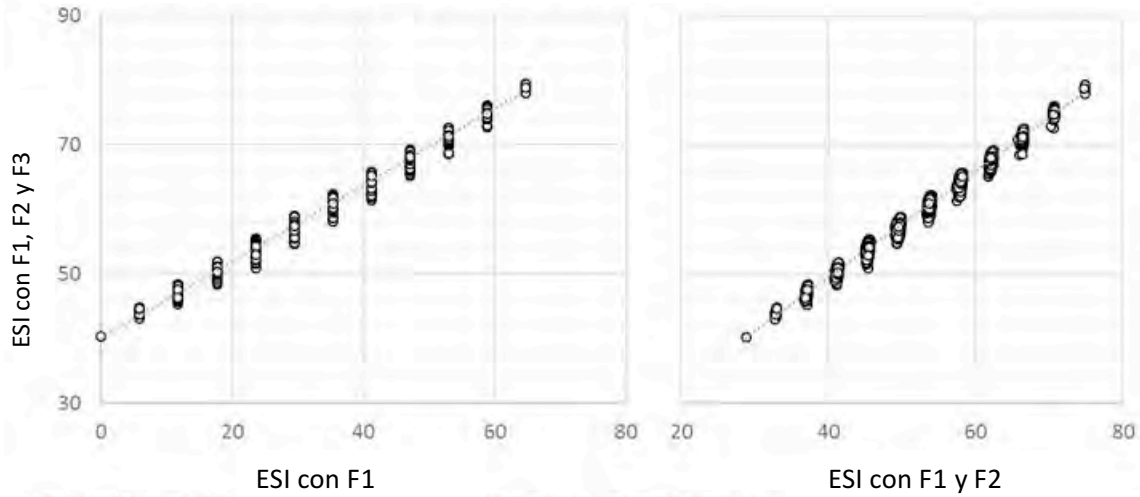
generada de forma aleatoria del suministro industrial para Hong Kong tiene una probabilidad del 10 % de obtener un valor de confiabilidad por debajo del 100 %. Ejecutamos el experimento para los tres valores diferentes de probabilidad de error: 10 %, 20 % y 66,67 %, respectivamente. En virtud de cada conjunto de experimentos, se generan 5.000 tablas de confiabilidad. Los resultados de estas simulaciones se representan en la Figura 11.

Los resultados para las tres simulaciones muestran un grado de seguimiento entre los ESI calculados con diferentes niveles de información. Con 17 SU, el ESI con F1 puede, en principio, tomar 18 valores diferentes que varían desde ninguna SU sin cumplimiento hasta todas las SU sin cumplimiento. No obstante, en las simulaciones vemos un rango menor. Esto se debe a la probabilidad muy baja para el cumplimiento ordenado con incremento de la probabilidad de error en cualquier instancia. Por ejemplo, la probabilidad de cumplimiento en cualquier instancia en la tabla de confiabilidad para el caso de 10 % de probabilidad es 0,9. Para que todo el año cumpla con el alcance, las 12 instancias deben estar en cumplimiento. Por lo tanto, la probabilidad se vuelve $0,9^{12} = 0,282$. En la Figura 11, vemos 12 valores ESI para F1 que varían de 0 SU con cumplimiento hasta 11 SU con cumplimiento. Para las 12 SU que cumplen, la probabilidad será $0,282^{12} = 2.5E-7$. A medida que la probabilidad de error se incrementa, este rango disminuye. Y, en el experimento con probabilidad de error establecida en 66,67 %, no se genera ningún caso en la simulación Monte Carlo, donde cualquier SU cumple con el alcance.

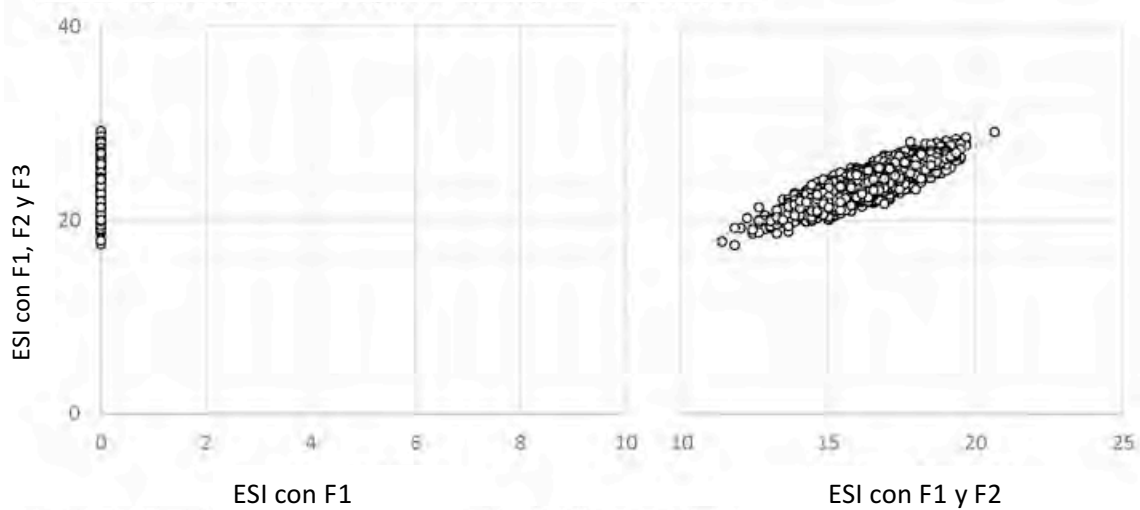
ESI con F1 parece ofrecer una evaluación inferior del servicio del ecosistema con valores que cambian significativamente, ya que el sistema se vuelve más propenso al error. Sin embargo, existe cierto grado de seguimiento; los valores bajos ESI (con F1) tendrían habilidad para predecir valores ESI bajos (con F1, F2 y F3). No obstante, el valor en sí mismo puede diferir significativamente. ESI (con F1 y F2) y ESI (con F1, F2 y F3) supervisan estrechamente cuando el sistema es menos propenso al error, con la línea de regresión que tiene una pendiente de casi 45 grados y los valores ajustadamente distribuidos en torno a la línea de regresión. A medida que la probabilidad de error se incrementa, esta relación cambia, aunque todavía sigue más cercana en términos de magnitud que ESI (con F1).

La sensibilidad parece sugerir que en el cálculo de ESI con 1 o 2 dimensiones únicamente, como en casos similares a esta prueba, el cumplimiento de los servicios del ecosistema será subestimado, y el grado de subestimación no puede establecerse con gran confianza sin información previa acerca de la amplitud. Sin embargo, incluso con esta limitación, el ESI calculado con un número menor de dimensiones demuestra claramente capacidad para representar el estado del sistema y posee valor en la medición de la brecha entre el suministro y la demanda.

Sensibilidad de suministro-confiabilidad con 10 % de probabilidad de error



Sensibilidad de suministro-confiabilidad con 66,7 % de probabilidad de error



Sensibilidad de suministro-confiabilidad con 20 % de probabilidad de error

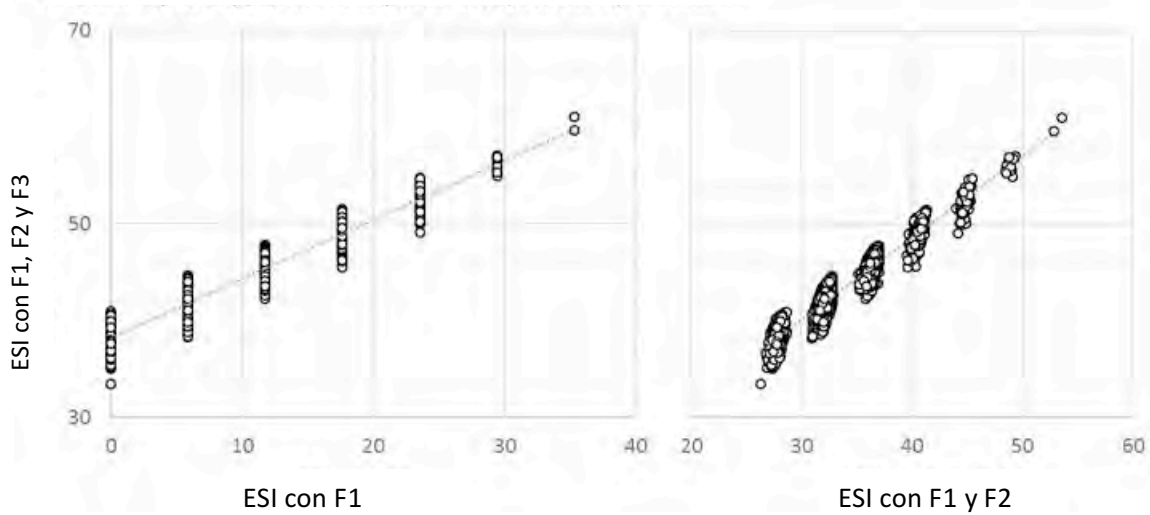


Figura 11: Sensibilidad con (a) 10 % de probabilidad de error; (b) 20 % de probabilidad de error y (c) 66,67 % de probabilidad de error.

5.6 SERVICIOS CULTURALES

Esta clase de servicios del ecosistema es la más difícil de evaluar de forma cuantitativa. Requiere la comprensión simultánea de los contextos ecológicos y culturales (Daniel et al. 2012) y los cambios en sus valores no siempre están claramente vinculados con cambios ecológicos (Chan et al. 2012). Los servicios culturales generalmente también están “combinados”, en el sentido de que un ecosistema que es patrimonio cultural y posee valores espirituales o de inspiración puede variar, además de proporcionar beneficios recreativos más tangibles (Plieninger et al. 2013). Los beneficios recreativos (por ej., pesca con caña y pesca deportiva, turismo) son los cuantificados con más frecuencia (Hernandez et al. 2013), pero hubo numerosos intentos de evaluar los servicios culturales menos tangibles. En ejercicios de valuación monetaria, estos servicios no deben evaluarse por separado ya que no son independientes, y evaluarlos como servicios distintos provoca un doble recuento.

Recomendamos enfáticamente considerar una medición adecuada al contexto para los servicios culturales del Freshwater Health Index. En las cuencas donde espera que los beneficios de patrimonio de conservación y cultural (5.6.1) estén altamente correlacionados con beneficios de recreación (5.6.2), será adecuado medir solo uno, aunque determinada información en el servicio omitido deberá incluirse en la narrativa que se adjunte. A continuación, presentamos un breve resumen de algunos de los indicadores más comunes (en base a datos secundarios) utilizados en otras evaluaciones, además de métodos que pueden emplearse para recopilar datos primarios más a medida de los problemas específicos de su cuenca.

5.6.1 Conservación/sitios de patrimonio cultural

Patrimonio cultural, en este contexto, se refiere a características biofísicas, objetos históricos, además de prácticas tradicionales que son importantes de alguna forma para el presente. Incluimos la conservación de especies dentro de esta categoría como representación de la existencia/beneficio legado del mantenimiento de activos biológicos y físicos para generaciones futuras. Algunos ejemplos incluyen trampas aborígenes para peces (Bark et al. 2014), lampreas del Pacífico (Close et al. 2002) o el sistema *subak* balinés para la asignación de agua (Lansing y Fox, 2011). Un método común para evaluar estos beneficios es medir las áreas protegidas/de conservación (Bottrill et al. 2014), ya que esto es señal de que las partes interesadas identificaron valores que merecen ser preservados en estas áreas.

- 1) **Cree un mapa con límites de área:** Comience con la estimación del área total dentro de la cuenca que posee la designación de “protegida” para sus valores de patrimonio. Las áreas protegidas (PA) pueden no preservar explícitamente los servicios culturales relacionados con el agua y, por lo tanto, debe usar su criterio para determinar si se excluirán. La World Database on Protected Areas (<https://www.protectedplanet.net/>) ofrece un punto de inicio, pero esto debe suplementarse con información de otros sitios reconocidos nacionales/provinciales/locales. Si elige usar el área como la métrica final, debe ser escalada contra lo que podría considerarse la cantidad “ideal” de área protegida, lo que representa una tarea no trivial. También existe un rango de efectividad en la gestión dentro de estas áreas, esto significa que, en principio, algunas áreas son más capaces de proteger y proporcionar valores de patrimonio que otras. Por último, el valor cultural de estos sitios no es necesariamente una función de su tamaño. En realidad, la escasez puede contribuir a su valor. Por estos motivos, se aconseja completar un segundo paso en la evaluación, al ponderar por área

protegida (PA) según el monto relativo del valor cultural que ofrecen.

- 2) **Ponderación de los sitios:** Existen diversas formas para asignar ponderaciones a las PA. Generalmente se recomienda la investigación participativa para que las partes interesadas informen estos valores diferenciales (Hernandez et al. 2013). Como punto de partida, las ponderaciones pueden asignarse en base a una jerarquía de clasificaciones de la PA. Por ejemplo, los sitios con designaciones de Patrimonio mundial de la UNESCO o Ramsar pueden tener la ponderación más alta, y pueden aplicarse ponderaciones descendentes asignadas a sitios reconocidos a nivel nacional, provincial y local. Sin embargo, la consulta con las partes interesadas ayuda a perfeccionar este enfoque, además de proporcionar perspectivas sobre las características específicas (por ej., calidad del agua) que influyen su percepción del valor relativo de un sitio. Puede encontrar un resumen de los métodos participativos en Chan et al. (2012) y una descripción más específica de la participación de las partes interesadas para cuantificar valores de los sitios en un mapa identificado previamente en Plieninger et al. (2013).

5.6.2 Recreación

Las características del agua son frecuentemente una parte importante de los sitios de recreación al aire libre, ya sea para actividades como pesca, navegación y natación, o como entorno escénico para senderismo o avistamiento de aves. La recreación y el ecoturismo algunas veces son tratados por separado, y el ecoturismo es tratado como una clase secundaria que los legisladores deberían aislar como una actividad económica. A los fines del Freshwater Health Index, esta distinción no es necesaria.

La pesca ha sido una de las actividades recreativas más comunes evaluadas cuantitativamente, porque con frecuencia requiere viajar (un indicador de su “valor” monetario) y muchas jurisdicciones requieren y mantienen datos sobre licencias. Sin embargo, muchos sitios recreativos pueden tener múltiples propósitos, por lo tanto, es conveniente contar con una medición de la recreación más integral. La recopilación de datos adicionales sobre las características que hacen atractivo a un sitio para la recreación también permite estimar los cambios en el futuro.

Las evaluaciones pueden comenzar por estimar el *potencial* de recreación dentro de una cuenca, o incluso la *oportunidad*, que también toma en cuenta el acceso al sitio (Paracchini et al. 2014). Generalmente, las entradas incluyen datos sobre la calidad del agua, la proximidad a otros sitios, la integridad ecológica de los paisajes circundantes, los caminos y senderos y la ubicación de la población. Estos mapas ofrecen una referencia inicial que puede confirmarse con datos reales de visitas o utilizados para modelar cómo los futuros cambios podrían afectar la recreación. Su principal limitación es que miden el *suministro* potencial del servicio únicamente.

Recomendamos utilizar algunas mediciones de la demanda, en la forma de persona-días de uso, o un indicador económico como el costo del viaje para llegar al sitio recreativo. Los parques nacionales, por ejemplo, generalmente recopilan información sobre visitantes, pero probablemente no sea el caso de los sitios recreativos menos prominentes. La aparición generalizada de cámaras digitales, la colocación de etiquetas geográficas y el intercambio de fotos en línea hace posible aprovechar datos de “preferencia revelada” de quienes visitan sitios recreativos y no solo mapea la demanda, sino que también usa el análisis de regresión para evaluar variables explicativas, tales como características del paisaje o proximidad a caminos principales (Tenerelli et al. 2016). El sitio de la red social Flickr pone a

disposición su base de datos de fotografías geoetiquetadas y ofrece una prometedora fuente de datos para evaluaciones de bajo costo de la demanda de recreación al aire libre, aunque las fotografías son principalmente de Norteamérica y Europa (Wood et al. 2013).

La alternativa, un método más convencional (y costoso) para recopilar datos sobre la demanda de recreación es realizar una encuesta en el sitio de interés. Esto requiere encuestadores capacitados que estén presentes en los sitios de recreación para recopilar datos de los visitantes (la distancia que recorrieron, la cantidad de tiempo de la estadía, las actividades en que participarán y las características que disfrutaron en el sitio). Por lo tanto, aunque es el enfoque más práctico y que demanda más tiempo para una evaluación, proporciona las estimaciones más confiables sobre la demanda (que pueden convertirse en una valuación económica) y ayuda a identificar formas menos obvias de recreación, como paseos diarios en un parque ribereño, que son valiosas para las partes interesadas.

6. PAUTAS PARA EVALUAR LOS INDICADORES DE GOBIERNO Y PARTES INTERESADAS

6.1 ¿QUIÉNES SON LAS PARTES INTERESADAS?

Las partes interesadas son los actores, desde ciudadanos individuales y grupos de la comunidad hasta organizaciones locales e internacionales, que dependen de los servicios de agua dulce en una cuenca o están involucrados en las decisiones que afectan la cuenca. Las partes interesadas pueden ser *internas* o *externas* a la cuenca, donde el grupo externo no depende directamente de los recursos de la cuenca, pero están interesadas en los resultados y su influencia mediante diálogo político y financiación. Estas partes interesadas operan dentro del subsistema de gobierno y sus normas, pero al mismo tiempo, pueden participar en el cambio (o alteración) de las normas.

En cuencas grandes o complejas, puede ser necesario comenzar con un ejercicio de mapeo de las partes interesadas, para identificar los grupos clave (o individuos) y su interés e influencia en las decisiones de la cuenca. Las categorías típicas incluyen gobiernos y sus agencias competentes (nacionales, estatales/provinciales y locales), organizaciones de la cuenca del río, comercios (incluidos proveedores de servicios privados), agricultores, pescadores, investigadores y grupos sociales civiles. Las partes interesadas adicionales pueden incluir organizaciones intergubernamentales, instituciones crediticias internacionales y organizaciones sin fines de lucro internacionales.

6.2 ENCUESTA

De los 12 indicadores secundarios propuestos dentro de la categoría de gobierno y partes interesadas, la mayoría implica cierta cantidad de subjetividad que refleja las percepciones de las partes interesadas. Aunque es conveniente usar datos objetivos y empíricos, tales como contar la cantidad de reuniones de las múltiples partes interesadas que realiza una organización de la cuenca del río en un año, estos datos son indicadores imperfectos de los principios reales o procesos de interés. Cuando se mide la gestión, los datos de percepción (qué cree una persona que está ocurriendo) son especialmente valiosos, porque quienes toman decisiones basan sus acciones en esas percepciones, además también existe frecuentemente una divergencia entre la gestión *de facto* y *de jure* (Kaufman et al. 2010). Dicho de otra forma, en una encuesta basada en la percepción, se les pide a las personas que apliquen una escala de calificación subjetiva en lugar de responder únicamente preguntas objetivas (respuestas sí/no o numéricas). Para desarrollar datos integrales, sistemáticos y comparables para los indicadores de gobierno y partes interesadas, recomendamos implementar una encuesta a un corte transversal de las partes interesadas y, posteriormente, repetirla para la siguiente ronda de evaluaciones.

6.2.1 Cómo implementar la encuesta

Se desarrolló un instrumento de encuesta para ser entregado a un grupo de expertos regionales familiarizados con los temas de gestión del agua en la cuenca. El instrumento se diseñó para corresponder con 11 de los indicadores secundarios de gobierno y partes interesadas, un “módulo” por indicador secundario, que contiene 3-7 preguntas cada uno (consulte el Apéndice B). El archivo maestro está en inglés, pero también se tradujo al chino y otros idiomas. La versión original fue examinada y

aprobada por el Comité de Revisión Institucional de Conservation International, pero antes de realizar la encuesta, se recomienda asegurarse de que también cumpla con las políticas de ética de investigación de su propia institución, además de cualquier otra política de ética que podría estar vigente en las jurisdicciones que desea encuestar.

La encuesta se diseñó para que los encuestados la completen en aproximadamente una hora y puede realizarse en persona o de forma remota (por ej., por correo o enviada electrónicamente), a individuos o a grupos. Una reunión grupal en persona puede ser muy eficaz para el encuestador y puede formar parte de una agenda más amplia de la reunión. Si se realiza en persona, el encuestador debe tener cuidado de no sugerir respuestas, de lo contrario, influirá a los encuestados, la información debería limitarse a las instrucciones de la encuesta y a aclarar términos que no sean claros.

En principio, cualquier parte interesada en la cuenca puede realizar la encuesta, pero los participantes deberían completar las preguntas que crean que están calificados para responder. Muchas preguntas requieren conocer detalles acerca de la gestión de los recursos de agua y temas relacionados, por lo tanto, recomendamos utilizar una técnica de muestro no probabilístico denominado muestreo experto. *Esto no tiene como objetivo ser una muestra representativa de la población*, que requiere muestro de probabilidad y cientos o miles de encuestados para inferir que los resultados representan la percepción de la población general en la cuenca. En cambio, los encuestados deberían invitarse en base a su experiencia con temas de gestión del agua en la cuenca. Recomendamos consultar el mapa de su parte interesada primero e identificar grupos de partes interesadas con altos niveles de interés y participación en la cuenca, ya que deberían estar familiarizadas con la dinámica actual de gestión. Con las encuestas basadas en la percepción, no existen las respuestas “incorrectas”, sino que los encuestados deberían poder explicar sus respuestas y ofrecer comentarios sobre áreas de desempeño deficiente (o sólido), además de áreas de desacuerdo entre los encuestados.

Su muestreo debería abarcar todos los niveles de gobierno, además de representantes de la industria, organizaciones sin fines de lucro e investigaciones académicas. No existe un número mínimo de encuestados por grupo de partes interesadas, y, en algunos casos, puede ser conveniente dar a los grupos de partes interesadas la oportunidad de formular una respuesta “oficial” que incorpore múltiples entradas y les otorgue tiempo para consultar antes de responder. Las respuestas a la encuesta deben mantenerse anónimas, pero recomendamos registrar la afiliación de sector de los encuestados (por ej., gobierno provincial), además de su ubicación dentro de la cuenca, que puede ser simplemente “aguas arriba” “tramo medio” y “aguas abajo”. Con esta información, y con suficientes encuestados, es posible analizar los datos en busca de diferencias o similitudes. Una gran cantidad de encuestados reduce la influencia que tiene un solo encuestado en los resultados, e incluso puede ofrecer alguna importancia estadística al analizar diferencias sectoriales o geográficas. Debe dejarse en claro a los encuestados, y en las siguientes comunicaciones, que los resultados reflejan las percepciones de un panel experto, y debe considerarse la cantidad de encuestados.

También podría ser necesario permitir a los encuestados reconsiderar y modificar sus respuestas después de conocer los valores medios del grupo. Los encuestados recibirían los resultados promediados (y desviaciones estándar) calculados para el grupo y luego se les solicitaría reconsiderar sus respuestas iniciales que difieren de la media. No obstante, las medias no representan un “valor verdadero”, ya que los temas son subjetivos, por lo tanto, los encuestados pueden tener motivos legítimos para diferir sustancialmente de la media. Por este motivo, las desviaciones estándar deben calcularse y registrarse como una medida de la incertidumbre de los valores finales del indicador.

Aunque la prioridad de la encuesta es obtener información que se traduzca en indicadores secundarios cuantitativos, probablemente será necesario y útil hacer un seguimiento y obtener información cualitativa, especialmente en áreas de desempeño deficiente. El plazo y la cantidad de esfuerzo en esto se relacionará con las expectativas del informe narrativo que acompaña los indicadores. Esta es una ventaja de realizar la encuesta individualmente, aunque podrían realizar entrevistas posteriores una vez que la encuesta se complete. Si se recopila información cualitativa mediante un formato de discusión grupal, no existe garantía de que se escucharán todas las perspectivas.

6.2.2 Preguntas de la encuesta

Consulte el Apéndice B para conocer la encuesta completa.

6.2.3 Cómo analizar las respuestas

Se desarrolló una herramienta de hoja de cálculo para ayudar a registrar y analizar las respuestas ([referencia de dónde puede descargarse](#)). Antes de analizar las respuestas, debería determinar si ponderará las preguntas individuales de la encuesta. Ya que cada módulo de la encuesta contiene múltiples preguntas, las preguntas individuales pueden ponderarse antes de agregarlas en un puntaje numérico para el indicador secundario. Por ejemplo, para una pregunta sobre “Derechos del recurso”, podría ser conveniente que los encuestados otorguen un mayor peso a la extracción del agua (A) y derechos de emisiones/contaminación (B) que a los derechos relacionados con el uso de tierra (C) y pesca (D). Los mismos principios se aplican según lo descrito en la Sección 2.4, si las ponderaciones se asignarán en esta etapa, pero la manera predeterminada es dejar cada pregunta sin ponderar.

Recomendamos no asignar ponderaciones a individuos, pero esto también es una posibilidad. En la práctica, es usual compensar la falta o el exceso de representación dentro de una muestra, pero *a priori*, no existe una forma concreta de determinar cómo debería ser la demografía de un grupo de múltiples partes interesadas.

Comience a registrar las respuestas mediante la asignación de un código alfanumérico a cada encuestado. Sugerimos esto para que pueda notar el sector (por ej., “G” para gobierno) y la ubicación del encuestado, pero el punto importante es tener un identificador único para cada encuestado. Cada encuestado ocupa una columna en la hoja de cálculo.

La plantilla de la encuesta utiliza una escala de clasificación de 0-10 para cada pregunta, por lo tanto, estos puntajes deben ingresarse de forma correspondiente. Para las preguntas sin respuesta, deje las celdas en blanco. Adoptamos la escala de 0-10 por tres motivos. Primero, es una mejor aproximación a una escala intervalo-tipo que, por ejemplo, una escala de 5 puntos, que es ordinal y no está vinculada de forma intuitiva a intervalos equidistantes. Los puntajes de la encuesta se multiplican por 10 para corresponder con los valores del componente del índice de gobierno y partes interesadas. Segundo, tener un amplio rango de respuestas debería ayudar a evitar respuestas concentradas y demasiado cercanas al punto medio (neutral). Tercero, y relacionado, tener un rango más amplio debería ayudar a revelar pequeños cambios entre los períodos de evaluación.

A medida que se ingresen los datos de los encuestados, el número (N), el promedio (Ave) y la desviación estándar (SD) se calculan automáticamente para cada pregunta y se agregan al indicador secundario, al indicador principal y al puntaje final. Al igual que el índice general, estos indicadores se agregan utilizando una media geométrica ponderada. De forma predeterminada, las ponderaciones se configuran para ser iguales para cada pregunta, para cada indicador secundario y para indicador principal. Según lo discutido en la Sección 2.4, pueden existir motivos válidos para que los usuarios proporcionen ponderaciones para estos pasos, que afectarán los puntajes agregados. De forma alternativa, la hoja de cálculo puede utilizarse como una herramienta de exploración, para determinar cómo los diferentes escenarios afectarían los puntajes agregados. La magnitud de la diferencia probablemente no sea grande, pero el ejercicio de ponderación en sí mismo puede ser útil para obtener más perspectivas de las preferencias subyacentes de los encuestados, y el uso de los valores ponderados debería ser una mejor aproximación del puntaje “verdadero”.

Sin embargo, con los datos de percepción, es probable que existan desacuerdos acerca del puntaje verdadero para una pregunta relacionada con un indicador. Por este motivo, la SD ofrece una prueba de examen inicial para destacar áreas con puntajes altamente variables entre los encuestados. Si utilizará una escala 0-10, recomendamos marcar las preguntas con una SD >2 para una posterior investigación entre el grupo de encuestados. Aunque existen motivos válidos para que los encuestados perciban el mismo tema de forma diferente, también podría ser que las personas interpreten la *escala* de forma diferente. Una vez que se analizan los resultados iniciales, se recomienda realizar una discusión de seguimiento sobre los temas en desacuerdo y, posteriormente, realizar la misma encuesta a los encuestados para permitirles ajustar sus respuestas.

Con un tamaño de muestra suficiente (>20, y que represente diferentes sectores y ubicaciones), puede ser provechoso examinar las características de los encuestados como factores de explicación. Es improbable que se encuentren diferencias estadísticamente importantes entre los grupos, pero la información de identificación se recopila para explorar esa posibilidad. También ayuda a revelar parcialidades potenciales atribuibles a la ubicación del encuestado dentro de la cuenca o a la afiliación sectorial. Esta información no invalida las respuestas, sino que puede ofrecer un contexto útil cuando se interpretan los valores del índice y se desarrollan las políticas y decisiones de gestión del agua.

7. FACTORES DE TENSIÓN Y ESCENARIOS

Uno de los propósitos del Freshwater Health Index, más allá de evaluar la sanidad de una cuenca, es proyectar el efecto de los factores de tensión y los escenarios de los valores de los índices frente al riesgo y la incertidumbre. Esto puede ayudar a evaluar el efecto de esfuerzos potenciales de planificación de la sanidad del agua dulce, clasificar acciones alternativas de gestión propuestas con respecto a la sanidad del agua dulce, y explorar los efectos proyectados de nuevas condiciones o cambios medioambientales en la cuenca.

La planificación del escenario, o el análisis del escenario, es un marco para las opciones de exploración y el desarrollo de planes más sólidos frente a la incertidumbre irreducible (Peterson et al. 2003). Los escenarios son altamente inciertos, no obstante, son futuros posibles que pueden incluir nuevos factores de tensión. Pueden representar estados futuros posibles de un sistema bajo proyecciones de clima diferentes, planes de gestión o desarrollo propuestos diferentes, tales como la colocación de una represa o expansión de la irrigación, o efectos inciertos diferentes de un plan de gestión o desarrollo del sistema tal como desviación baja, media o alta del régimen del flujo natural en virtud de una propuesta de emplazamiento de represa o cambios difusos, tales como pérdida de bosques o incrementos en el uso de fertilizantes.

Aunque el objetivo primordial del Freshwater Health Index es evaluar la sostenibilidad del agua dulce, sus fortalezas son destacar las compensaciones entre los servicios del ecosistema y la evaluación de planes de gerencia y desarrollo propuestos a fin de proporcionar respaldo a las decisiones a escala de la cuenca donde las decisiones de gestión tienen la mayor relevancia. Por ejemplo, las evaluaciones de los índices en virtud del cambio climático o escenarios de gestión diferentes pueden realizarse dentro del marco del Freshwater Health Index (vea la Tabla 10) para proyectar un rango de resultados que luego pueden estar sujetos a normas de decisión (Regan et al. 2005; Polasky et al. 2011). En los casos donde faltan datos y los cambios direccionales en los valores del indicador pueden determinarse, estos pueden ser útiles para valorar los efectos relativos de escenarios diferentes o clasificaciones de propuestas de gestión o desarrollo. Las clasificaciones de opciones pueden ser suficientes para informar decisiones inciertas en muchas circunstancias. Además, el marco tiene el propósito de estar integrado dentro de un marco de gestión adaptativo, que actualiza la información a medida que conocemos más acerca de los efectos de escenarios inciertos, tales como el cambio climático y sus efectos.

Tabla 10. Tipos principales de cambio ambiental e indicadores que probablemente sean afectados de forma directa

Cambio climático	Cambio en el uso de la tierra*	Cambio en la asignación del agua
Desviación del flujo natural	Desviación del flujo natural	Desviación del flujo natural
Almacenamiento de agua subterránea	Calidad del agua	Almacenamiento de agua subterránea
Biodiversidad	Condición de la cuenca de drenaje	Biodiversidad
Escasez/confiabilidad del agua	Biodiversidad	Escasez/confiabilidad del agua
Biomasa para consumo	Escasez/confiabilidad del agua	
Regulación de inundaciones	Regulación del sedimento	
	Regulación de inundaciones	

	Conservación/patrimonio cultural	
--	----------------------------------	--

*Aquí incluimos decisiones acerca de los sitios para construcción de represas como un caso especial de cambio en el uso de la tierra, aunque en la práctica, los escenarios de emplazamiento de represas deben evaluarse de forma independiente.

7.1 ESCENARIOS

El objetivo del análisis de escenarios mediante el uso del enfoque del Freshwater Health Index es permitir a las partes interesadas considerar los cambios que integran múltiples dimensiones de ecosistemas relacionados con el agua y servicios del ecosistema. En lugar de enfocarse en definir un resultado definitivo sobre el estado del ecosistema en respuesta a cambios y desarrollos futuros, el proceso tiene el propósito de ayudar a las partes interesadas a identificar las compensaciones potenciales que probablemente enfrenten mientras se gestiona el sistema de agua dulce y se evalúa qué pasos deberían seguirse para mitigar el riesgo de sanidad de todo el sistema. La Figura 12 ilustra la evolución del sistema social y ecológico de agua dulce con cambios en la aplicación a lo largo del tiempo. Trabajar a través de los escenarios puede ayudar a explorar los efectos de tales aplicaciones en la sanidad del agua dulce.

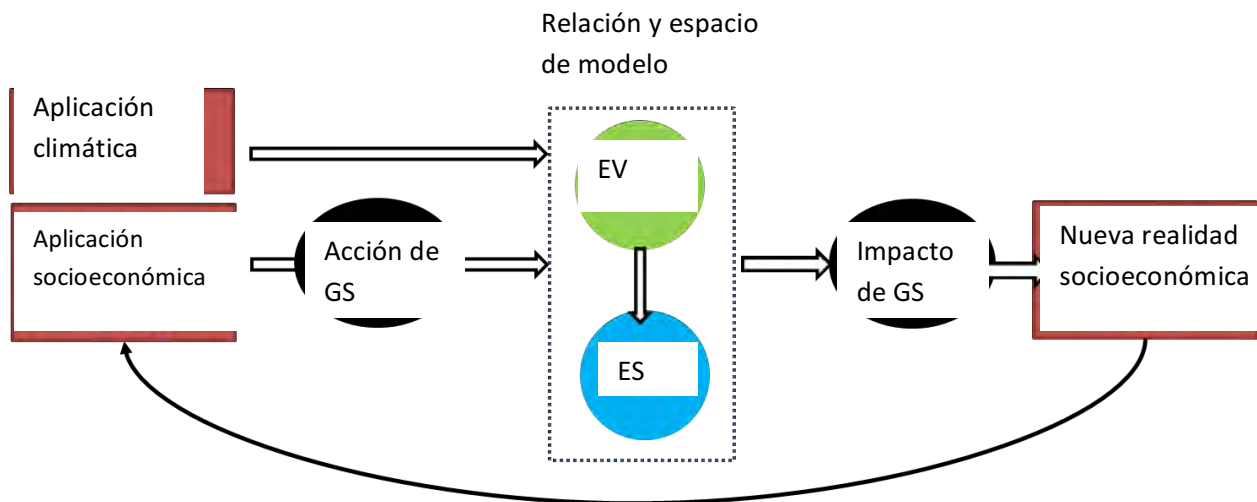


Figura 12. Aplicación del clima y socioeconómica de los componentes del Freshwater Health Index.

* NOTA: GS hace referencia al gobierno y las partes interesadas, EV hace referencia a la vitalidad del ecosistema y ES hace referencia a los servicios del ecosistema.

En la siguiente sección, identificamos cuatro clases principales de modificaciones que pueden ser relevantes para el desarrollo de una cuenca de agua dulce. Para cada clase, en general, las partes interesadas pueden trabajar mediante los siguientes pasos:

1. Definir y cuantificar lo mejor posible el cambio en los parámetros de los sistemas de agua dulce. Por ejemplo, en determinados escenarios climáticos, el cambio esperado podría ser que las precipitaciones caen un x%. El objetivo es ser integral, abarcar los cambios principales que pueden presentarse en el sistema, aunque sean breves.
2. Con un conjunto diverso de partes interesadas, trabajar a través de indicadores para la vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema que se calcularon en la evaluación actual y, para cada indicador, identificar (en respuesta al paso 1): la dirección del cambio en el indicador y el cambio esperado en términos de la caída o aumento del porcentaje en el valor del indicador.
3. Cuando haya modelos disponibles que pueden utilizarse para proyectar el valor para todos los indicadores o un subconjunto de indicadores basados en los parámetros modificados en el paso 1, este ejercicio debería realizarse para crear confianza en los valores obtenidos en el paso 2.
4. Si los valores obtenidos en los pasos 2 y 3 son significativamente diferentes, debe realizarse la consulta entre las partes interesadas y expertos para explorar las causas subyacentes.
5. En base a los resultados de los pasos 2, 3 y 4, las partes interesadas deben identificar qué dimensiones de la sanidad del agua dulce (capturadas mediante el indicador respectivo) están bajo tensión, si lo están, debido a aplicaciones y considerar las respuestas que pueden desarrollarse para mitigar efectos negativos.
6. Según el escenario y la acción considerados, es conveniente que las partes interesadas repitan los pasos o exploren el efecto de acciones de gestión alternativas.

7.1.1 Cambio climático global

Tres áreas principales de incertidumbre entran en juego al tomar decisiones para enfrentar el cambio climático: 1) Incertidumbre en las proyecciones climáticas debido a diferentes modelos de circulación general (GCM) empleados y los escenarios de emisión de gas utilizados como entrada para estos modelos (IPCC 2014), 2) incertidumbre de los efectos en los ecosistemas de agua dulce e hidrología en virtud de estas proyecciones, y 3) incertidumbre de los efectos de decisiones específicas de gestión y planificación sobre sistemas de agua dulce en virtud de cambios climáticos y asociados (Lawler et al. 2010).

Un clima más cálido acompañado de cambios en los patrones de las precipitaciones afectarán los regímenes hidrológicos, los ciclos biogeoquímicos, la composición y productividad de la comunidad y la estructura y función del ecosistema de humedales (Arnell y Gosling 2013, Grimm et al. 2013, Pyne y Poff 2016, van Dijk et al. 2015). El aumento del nivel del mar probablemente inunde muchas áreas, esto incrementará la salinidad de los humedales de agua dulce, activará la intrusión de agua salada en acuíferos y alterará las comunidades bióticas y la calidad del agua (Craft et al. 2009; Weston et al. 2006). Las alteraciones en los regímenes de alteración natural, tales como incendios o huracanes intensos, también podrían tener efectos significativos en la sanidad del agua dulce (Michener et al. 1997). Los cambios en la frecuencia, los plazos y la intensidad de los eventos de lluvia pueden afectar el transporte de sedimentos, nutrientes y otros constituyentes de los humedales, además de precipitar eventos de inundaciones más grandes (Arnell y Gosling 2016). Las alteraciones en los flujos de períodos hídricos e hidrológicos pueden afectar significativamente las comunidades acuáticas y procesos biogeoquímicos asociados que finalmente tienen efecto en la calidad del agua (Delpla et al. 2009). La sensibilidad

temporal de los recursos de agua dulce a los rangos de cambio climático dentro del año, anuales, de varios años hasta siglos (Ford y Thornton 2012).

Los componentes de la vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema serán los más relevantes para examinar los efectos del cambio climático en los indicadores. La evaluación de los indicadores en virtud de los escenarios de cambio climático debería utilizar el modelo hidrológico subyacente como base para vincular los datos relacionados con el clima (vea la sección 3.2). Los cambios proyectados en la precipitación serán de mayor relevancia para evaluar los efectos del cambio climático en los sistemas hidrológicos, y esto afectará directamente las evaluaciones de la desviación del régimen del flujo natural y el cambio en el almacenamiento de agua subterránea. Lo ideal sería que las proyecciones de precipitaciones deberían basarse en modelos de circulación general establecidos más adecuados para la cuenca, deberían abarcan un rango de escenarios de emisiones bajas a altas, y deberían reducirse a una escala espacial significativa o disponible. En ausencia de estos datos, pueden utilizarse escenarios hipotéticos para explorar los efectos de los cambios en las precipitaciones, por ej., escenario inicial más o menos 10 % de cambio en las lluvias. Los resultados del modelo hidrológico con precipitaciones proyectadas se ingresan en otros modelos en la cadena de modelo (Figura 3) para permitir el cálculo de otros indicadores (por ej., calidad del agua, modelos de daños de las inundaciones).

Los cambios en la temperatura también pueden afectar los componentes bióticos de los ecosistemas de agua dulce, tales como tamaños de las poblaciones de las especies de interés y especies invasivas. Esto será difícil de estimar y se basará en la información sobre tolerancias fisiológicas. No obstante, los cambios en la distribución de los hábitats de las especies debido a cambios en la precipitación y la temperatura pueden modelarse utilizando Modelos de distribución de especies (SDM), que indican cambios relativos en la biodiversidad.

Para evaluar completamente los efectos del aumento del nivel del mar en cuencas costeras, se recomienda un modelo de la circulación completamente tridimensional (3-D) de la cuenca, tal como el descrito por Zheng y Weisberg (2012) (NRC 2014). Lo ideal sería acoplarlo con un modelo hidrológico regional y un modelo atmosférico regional (por ej., Maxwell et al. 2011). La comprensión de la intrusión de salinidad en humedales y acuíferos costeros utilizados para el suministro de agua requiere un modelo de flujo de agua superficial acompañado con un modelo del flujo de agua subterránea de densidad variable. Como no es probable que esto sea posible para la mayoría de las cuencas costeras, será necesario incluir los efectos del aumento del nivel del mar de forma fragmentada e incompleta sin el beneficio de un modelo de sistemas que agrupe todos los componentes relevantes. Con este propósito, los escenarios hipotéticos posibles (por ej., aumento del nivel del mar de 1,5 metros) pueden ser la única opción para examinar los efectos del aumento del nivel del mar en sistemas de agua dulce. En tales casos, también será necesario considerar el rango de efectos que esto tiene en los indicadores que probablemente se verán afectados. Por ejemplo, en calidad del agua, será necesario considerar una medición de la salinidad en el análisis del escenario de cambio climático, incluso si esto no se consideró en la evaluación inicial.

Recomendamos los siguientes pasos al aplicar el Freshwater Health Index para evaluar los resultados del cambio climático:

1. Se alienta a los evaluadores a que, primero, piensen de forma sistemática a través de los mecanismos potenciales del impacto del cambio climático en la cuenca. La identificación de mecanismos probables de impacto ayudará en la definición de indicadores clave utilizados en las

evaluaciones del Freshwater Health Index en el contexto del cambio climático. Este proceso de diagnóstico puede ser respaldado por el desarrollo de modelos esquemáticos.

2. Los evaluadores deberían identificar los indicadores relevantes para los mecanismos de cambio en los índices del cambio climático identificado en el Paso 1. Estos indicadores probablemente incluirán cantidad de agua, calidad de agua y biodiversidad en el componente de vitalidad del ecosistema, y suministro, calidad de agua y regulación y respaldo en el componente de servicios del ecosistema.
3. A fin de incorporar los efectos futuros del clima en los indicadores de forma más explícita, se alienta a los evaluadores a identificar los datos y modelos disponibles que pueden utilizarse para estimar indicadores del cambio climático. Cuando existen modelos, pero no hay datos disponibles sobre el cambio climático relevante para parametrizar los modelos, los evaluadores deben seleccionar escenarios posibles para temperatura, precipitación y aumento del nivel del mar. Los escenarios climáticos deberían abarcar un rango de escenarios de emisiones altas a bajas o cambios en la temperatura altos a bajos, precipitación y niveles del mar. En los casos en que los modelos no están disponibles para estimar los indicadores (por ej., calidad del agua), deben hacerse inferencias informadas mediante datos, resultados de documentos revisados por expertos u opiniones de expertos sobre los efectos de estos cambios en los indicadores relevantes. Si esto no es posible, dichos indicadores no deben estar sujetos a evaluación en virtud del cambio climático, y los valores iniciales para estos indicadores deben utilizarse en la evaluación. Debe seleccionarse un horizonte temporal significativo que sea relevante para los objetivos de gestión y planificación de la cuenca y pueden reflejar los cambios anticipados, pero que también se alinean con las proyecciones climáticas disponibles para la cuenca. Por ejemplo, una proyección hacia 2040 está dentro del rango de parámetros de planificación espaciales típicos, donde una proyección para 2100, además de ser más incierta, supera la mayoría de los escenarios de planificación y gestión.
4. Por último, los modelos hidrológicos acompañados por otros modelos de sistemas (vea la Figura 3) deben ejecutarse con datos o escenarios climáticos para ofrecer valores de los indicadores en los escenarios de cambio climático. Estos pueden agregarse (según lo descrito anteriormente) para proporcionar un índice relevante al escenario para cada componente que después puedan compararse con los índices iniciales para medir los cambios proyectados en la sanidad del agua dulce.

7.1.2 Cambio en el uso de la tierra

El cambio en el uso de la tierra incluye la conversión de tierra de un estado a otro para uso humano (por ej., áreas naturales en tierras de cultivo) o, con menor frecuencia, una restauración a una condición más natural. El cambio en el uso de la tierra sigue siendo la amenaza más grave para la biodiversidad, y socava la capacidad de los ecosistemas para suministrar agua dulce (Foley et al. 2005). Diversos indicadores en los componentes de vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema podrían cambiar con el cambio en el uso de la tierra, de forma más notable y directa, la condición de cuenca de drenaje en la vitalidad del ecosistema. Según el tipo de cambio en el uso de la tierra, también pueden ser afectados otros indicadores. Por ejemplo, si tierra natural se convierte en tierra de cultivo, son probables los efectos adicionales en la vitalidad del ecosistema, tales como disminución en la

biodiversidad debido a la reducción del hábitat, disminución en la calidad del agua por el uso de fertilizantes y escurrimiento superficial y mayores desviaciones del régimen del flujo natural o cambios en el almacenamiento de agua subterránea debido a un incremento en la presión de irrigación. Los indicadores de servicios del ecosistema también pueden ser afectados por algunas disminuciones y aumentos en el valor del indicador. Utilizando como ejemplo un cambio en el uso de la tierra de natural a tierra de cultivo, probablemente ocurra una mayor tensión en el suministro de agua (que provoca una disminución en el valor del indicador de tensión en el promedio anual del agua), pero la cantidad total de biomasa para consumo aumentará. Los indicadores de regulación y respaldo también pueden disminuir, tales como las métricas de la calidad del agua y cambios en la retención de sedimentación y nutrientes. Si las tierras naturales sirvieron como áreas recreativas, el indicador cultural/estético también puede disminuir o aumentar según el uso recreativo (por ej., las oportunidades de avistamiento de aves pueden aumentar en determinados tipos de tierras de cultivo).

El Freshwater Health Index también puede utilizarse como herramienta para explorar los efectos de la planificación de infraestructura. La infraestructura en agua dulce incluye represas para energía hidroeléctrica o consumo de agua, y dragado, canalización o ampliación de los ríos para navegación. Todos estos factores tienen efecto en los indicadores de vitalidad del ecosistema y servicios del ecosistema. Con el componente de servicios del ecosistema, la infraestructura puede tener efectos perjudiciales en la regulación de inundaciones, la calidad del agua y la sedimentación, pero también puede mejorar la variabilidad interanual del suministro en relación con la demanda. Puede afectar los indicadores de la cantidad y calidad del agua, la condición de la cuenca de drenaje y la biodiversidad en la vitalidad del ecosistema. El conjunto de indicadores que podría cambiar en un escenario de planificación de infraestructura será altamente dependiente del contexto. No obstante, los pasos descritos a continuación ofrecen pautas sobre la estrategia para proceder con un cambio en el uso de la tierra o escenario de planificación de infraestructura.

Recomendamos los siguientes pasos para calcular el Freshwater Health Index en escenarios de cambio en el uso de la tierra:

1. Los evaluadores deberían determinar el tipo exacto y la amplitud del cambio en el uso de la tierra al inicio de la evaluación del escenario y el plazo de la conversión. Esto debería incluir la ubicación y el área de conversión, el tipo de conversión (del estado A al estado B, vea la sección 4.3.2) y los tipos específicos de actividades que ocurrirán durante la conversión.
2. Se alienta a los evaluadores a pensar de forma sistemática a través de los mecanismos potenciales del impacto del cambio en el uso de la tierra en la cuenca. La identificación de mecanismos probables de impacto ayudará en la definición de indicadores clave utilizados en las evaluaciones del Freshwater Health Index en el contexto del cambio en el uso de la tierra. Este proceso de diagnóstico puede ser respaldado por el desarrollo de modelos esquemáticos.
3. Los evaluadores deberían identificar los indicadores relevantes para los mecanismos de cambio en los índices del cambio en el uso de la tierra identificado en el Paso 2. Estos indicadores pueden incluir cualquiera de los componentes en la vitalidad del ecosistema y los servicios del ecosistema.
4. A fin de incorporar los efectos futuros del cambio en el uso de la tierra en los indicadores de forma más explícita, se alienta a los evaluadores a identificar los datos y modelos disponibles que pueden utilizarse para estimar indicadores del tipo de cambio impuesto en el uso de la tierra. Por ejemplo, un mapa de la ubicación, el área y el tipo de cambio propuesto en el uso de la tierra puede informar

directamente el cálculo del indicador de naturalidad de la cobertura terrestre, que también puede utilizarse para informar cambios en la cantidad y el tamaño de la población de las especies de interés. En los casos en que los modelos no están disponibles para estimar los indicadores (por ej., uso recreativo), deben hacerse inferencias informadas mediante datos, documentos revisados por expertos u opiniones de expertos sobre los efectos de estos cambios en los indicadores relevantes. Si esto no es posible, dichos indicadores no deben estar sujetos a evaluación en virtud del cambio en el uso de la tierra, y los valores iniciales para estos indicadores deben utilizarse en la evaluación.

5. Por último, los modelos disponibles (vea las Figuras 3 y 4) deben ejecutarse con datos relevantes al tipo, ubicación y cantidad de cambios propuestos en el uso de la tierra para proporcionar valores de los indicadores en este escenario. Estos pueden agregarse (según lo descrito anteriormente) para proporcionar un índice relevante al escenario para cada componente que después puedan compararse con los índices iniciales para medir los cambios proyectados en la sanidad del agua dulce.

7.1.3 Asignación y compensaciones del agua

Como el agua dulce es limitada, y existen numerosas necesidades dentro de una cuenca, debe asignarse agua de calidad suficiente a diferentes usos como consumo humano, municipal, agricultura, industria, energía, flujos ambientales, etc. Debe asignarse agua de una manera que alcance objetivos económicos, sociales y ambientales. Por lo tanto, la asignación del agua hace compensaciones entre las prioridades de las partes interesadas, la confiabilidad del suministro de agua, la equidad, el crecimiento económico y el mantenimiento de los ecosistemas (<http://www.sswm.info/content/water-allocation>). La asignación del agua puede variar por diversos motivos económicos, sociales y ambientales, incluidos una mayor necesidad de agua municipal debido al crecimiento de la población, expansión industrial o agrícola, o sequías, además de proyectos de desvío o transferencia del agua para entregar agua dentro y fuera de la cuenca.

Recomendamos que el Freshwater Health Index se utilice como respaldo adicional para tomar decisiones a fin de suplementar modelos existentes de asignación de agua para explorar el efecto de las decisiones de asignación de agua en la cuenca. Por ejemplo, el REALM (REsource ALlocation Model) (Perera et al. 2005) o el modelo de asignación de agua Evaluación y planificación de agua (WEAP) (Yates et al. 2005) pueden utilizarse para estructurar los escenarios de asignación de agua y proporcionar entradas sobre la cantidad y la calidad del agua para el componente de vitalidad del ecosistema y suministro y regulación/respaldo para el componente de servicios del ecosistema para el Freshwater Health Index. Otros indicadores también pueden ser relevantes para escenarios diferentes de asignación del agua, por ej., conservación/cultural/sitios históricos. Los valores de los Freshwater Health Indices pueden utilizarse para clasificar escenarios alternativos de asignación del agua como información adicional en el proceso de toma de decisiones.

8. ACTUALIZACIÓN DE LAS EVALUACIONES

Se recomienda que las evaluaciones se actualicen cada cinco años, a menos que ocurra un cambio rápido, en este caso la evaluación debería realizarse como respuesta al cambio. Sin embargo, el análisis del escenario puede desarrollarse en cualquier momento y será exigido por la necesidad de entradas para la toma de decisiones.

9. REFERENCIAS

APÉNDICE A: RESUMEN DE LOS CAMBIOS EN LAS PAUTAS

Cambios en la versión de 1.0 a 1.1: en la sección 4.4.1, el indicador secundario de biodiversidad de las Especies de interés se cambió para reflejar la proporción de especies amenazadas y en peligro del número total de especies evaluadas en la cuenca del río. Se aplicaron ponderaciones al número de especies CR, EN, VU y listadas a nivel nacional/provincial.

APÉNDICE B: ENCUESTA DE GOBIERNO Y PARTES INTERESADAS

Marco para la gestión de la cuenca (1 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe el grado en que se cumplen las siguientes funciones en toda la cuenca. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	La función casi nunca es satisfactoria (sin conflictos entre los grupos de partes interesadas)
2-4	La función pocas veces es satisfactoria
4-6	La función es satisfactoria algunas veces (~50 %)
6-8	La función es frecuentemente satisfactoria
8-10	La función es casi siempre satisfactoria

A) Coordinación de políticas y acciones desarrolladas por el gobierno (provincial y local) y entidades privadas con respecto al desarrollo y la gestión de los recursos de agua.

Clasificación _____

B) Asignación del agua entre los diferentes sectores de uso (municipal, industrial, agrícola, otros)

Clasificación _____

C) Desarrollo y gestión de la construcción de infraestructura como represas, reservorios y plantas de tratamiento

Clasificación _____

D) Control y aplicación de leyes y regulaciones relevantes correspondientes a la contaminación y uso del agua subterránea

Clasificación _____

E) Formulación de planes a mediano y largo plazo para el desarrollo y la gestión de los recursos de agua

Clasificación _____

F) Movilización de recursos financieros (tarifas del usuario, impuestos) para respaldar las necesidades de planificación y gestión

Clasificación _____

G) Protección y conservación de los ecosistemas, mediante el establecimiento de prioridades y la implementación de medidas (incluido el reconocimiento público)

Clasificación _____

Normas para el uso del recurso (2 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la calidad y la comprensión de las partes interesadas de las normas correspondientes a los varios tipos de uso de recursos. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	Las normas están articuladas y se comprenden de forma muy deficiente
2-4	Las normas están articuladas y se comprenden de forma deficiente
4-6	Las normas están articuladas y se comprenden de forma aceptable
6-8	Las normas están bien articuladas y se comprenden bien
8-10	Las normas están muy bien articuladas y se comprenden muy bien

A) Asignación del agua entre los sectores

Clasificación _____

B) Asignación del agua entre las jurisdicciones

Clasificación _____

C) Extracción del agua subterránea

Clasificación _____

D) Emisiones y contaminación del agua

Clasificación _____

E) Uso de la tierra

Clasificación _____

F) Pesca continental (temporadas, límites de captura, licencias y métodos de captura permitidos)

Clasificación _____

Incentivos y regulaciones (3 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la madurez de las siguientes herramientas de gestión. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	El instrumento no existe o está en etapa temprana de discusión
2-4	El instrumento está en desarrollo, por ej., se promulgaron pautas
4-6	El instrumento se está probando, pero las pautas están sujetas a ajustes
6-8	El instrumento está casi completo, pero su uso todavía no se estandarizó
8-10	El instrumento está completo y es una práctica estándar

- A) Evaluaciones del impacto ambiental y social en los proyectos principales, independientemente de la fuente de financiación, identificación de los efectos principales, medidas de mitigación y opciones de desarrollo alternativas realizadas antes de tomar decisiones

Clasificación _____

- B) Incentivos para gestión ambiental (por ej., pagos por servicios de vertiente, ecocompensación)

Clasificación _____

- C) Esquemas de comercialización del agua

Clasificación _____

- D) Programas de reconocimiento voluntario (por ej., programas de gestión)

Clasificación _____

- E) Zonificación del uso de la tierra y planificación espacial estratégica (por ej., áreas protegidas, planicies aluviales, amortiguación ribereña)

Clasificación _____

- F) Zonas, límites de captura u otras restricciones para la pesca continental

Clasificación _____

Capacidad técnica (4 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la calidad de los recursos humanos en el desarrollo y la gestión de los recursos de agua en la cuenca. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	El nivel es muy poco satisfactorio
2-4	El nivel es poco satisfactorio
4-6	El nivel es satisfactorio
6-8	El nivel es muy satisfactorio
8-10	El nivel es extremadamente satisfactorio

A) Cantidad de personal (incluidos los asesores locales) para completar las funciones necesarias para la planificación, la gestión, la investigación y la evaluación

Clasificación _____

B) Niveles de conocimientos y educación para completar las funciones necesarias para la planificación, la gestión, la investigación y la evaluación

Clasificación _____

C) Oportunidades de capacitación y certificación profesionales

Clasificación _____

Información y conocimientos (5 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe el acceso a la información pertinente (incluidos datos sobre la cantidad y la calidad del agua, documentos de planificación e información financiera), junto con su calidad de cobertura y transparencia (capacidad para ser rastreada hasta la fuente). Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	Casi nunca satisfactorio
2-4	Rara vez satisfactorio
4-6	Algunas veces satisfactorio (~50 %)
6-8	Con frecuencia satisfactorio
8-10	Casi siempre satisfactorio

A) Acceso (disponible libremente a través de plataformas en línea o a pedido)

Clasificación _____

B) Calidad (escalas adecuadas espaciales y temporales, abarca todos los temas de interés)

Clasificación _____

C) Transparencia (métodos documentados, la fuente de información es clara)

Clasificación _____

D) Aplicación

Clasificación _____

Participación en los procesos de toma de decisiones (6 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe el grado en el que las partes interesadas participan dentro del ciclo de políticas y planificación para el desarrollo y la gestión de los recursos de agua.

Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	El proceso descrito casi nunca ocurre
2-4	El proceso descrito ocurre rara vez
4-6	El proceso descrito ocurre algunas veces (~50 %)
6-8	El proceso descrito ocurre con frecuencia
8-10	El proceso descrito ocurre casi siempre

A) Representación (se realizó el mapeo de las partes interesadas para identificar e involucrar a todas las partes interesadas)

Clasificación _____

B) Participación (las partes interesadas pueden ofrecer comentarios antes de que se tomen decisiones importantes)

Clasificación _____

C) Reacción (las decisiones reflejan los comentarios de las partes interesadas y pueden involucrarlas en acuerdos conjuntos de gestión)

Clasificación _____

Aplicación y cumplimiento (7 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la adecuación de la aplicación de las regulaciones y acuerdos existentes en las siguientes áreas de problema en toda la cuenca. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	La aplicación es muy deficiente
2-4	La aplicación es deficiente
4-6	La aplicación es razonable
6-8	La aplicación es buena
8-10	La aplicación es muy buena

A) Extracción de agua superficial

Clasificación _____

B) Extracción del agua subterránea

Clasificación _____

C) Desvío del agua

Clasificación _____

D) Calidad del agua

Clasificación _____

E) Eficiencia en el uso del agua

Clasificación _____

F) Uso de la tierra

Clasificación _____

Distribución de beneficios de los servicios del ecosistema (8 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la calidad de los resultados, en términos de su distribución de beneficios de los recursos de agua, para los siguientes grupos de partes interesadas (los grupos pueden superponerse). Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	Su distribución de beneficios casi nunca es adecuada
2-4	Su distribución de beneficios rara vez es adecuada
4-6	Su distribución de beneficios es adecuada algunas veces (~50 %)
6-8	Su distribución de beneficios con frecuencia es adecuada
8-10	Su distribución de beneficios casi siempre es adecuada

A) Poblaciones económicamente vulnerables (por ej., por debajo del umbral X)

Clasificación _____

B) Pueblos indígenas

Clasificación _____

C) Mujeres

Clasificación _____

D) Comunidades dependientes de los recursos, como los pescadores

Clasificación _____

Conflicto relacionado con el agua (9 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe la frecuencia de los conflictos que ocurrieron en los últimos tres años relacionados con el agua. Conflicto se define como una diferencia que evita el acuerdo (por lo tanto, demoraría o perjudicaría la toma de decisiones en la cuenca). Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	Los conflictos ocurren casi siempre
2-4	Los conflictos ocurren con frecuencia
4-6	Los conflictos ocurren algunas veces
6-8	Los conflictos ocurren raras veces
8-10	Los conflictos casi nunca ocurren

A) Superposición de jurisdicciones de los titulares de derechos o autoridades de gestión

Clasificación _____

B) Asignación del agua entre los grupos de usuarios (incluida entre las jurisdicciones administrativas)

Clasificación _____

C) Acceso a los recursos

Clasificación _____

D) Emplazamiento de infraestructura e instalaciones

Clasificación _____

E) Calidad y otros impactos negativos aguas abajo

Clasificación _____

Mecanismos de control (10 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe el grado en el que los diferentes tipos de datos se recopilan, analizan y utilizan para informar decisiones en la cuenca. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	Si existen restricciones en los recursos, los datos se controlan y aplican de forma muy deficiente
2-4	Si existen restricciones en los recursos, los datos se controlan y aplican de forma deficiente
4-6	Si existen restricciones en los recursos, los datos se controlan y aplican de forma aceptable
6-8	Si existen restricciones en los recursos, los datos se controlan y aplican bien
8-10	Si existen restricciones en los recursos, los datos se controlan y aplican muy bien

A) Cantidad del agua (flujos/descargas, inundación, sequía)

Clasificación _____

B) Calidad del agua

Clasificación _____

C) Biológicas y ecológicas (datos sobre especies y hábitat)

Clasificación _____

D) Acceso al y uso del agua (por tipo de usuario)

Clasificación _____

Planificación integral y gestión adaptativa (11 de 11)

En función de su propio conocimiento de la situación actual, evalúe el grado en el que se desarrolla la planificación **integral** a escala de la cuenca (o cuenca secundaria). Integral se define como que aborda la cantidad y calidad del agua, agua superficial y subterránea, uso de la tierra y ecología y objetivos de múltiples partes interesadas. Proporcione una clasificación entre 0 y 10 respetando los siguientes criterios como guía. Omita cualquier pregunta si no cree que está calificado para responderla.

Clasificación	Criterios
0-2	El proceso casi nunca es integral (o casi no ocurre)
2-4	El proceso raras veces es integral
4-6	El proceso es integral algunas veces (~50 %)
6-8	El proceso con frecuencia es integral
8-10	El proceso casi siempre es integral

A) Establecimiento de objetivos (establecimiento de objetivos para la mejora, creación de una visión compartida para el desarrollo futuro)

Clasificación _____

B) Mecanismos de planificación (planificación espacial estratégica o planes de gestión de la cuenca)

Clasificación _____

C) Gestión adaptativa (identificar incertidumbres, incorporar nuevos conocimientos, modificar planes)

Clasificación _____

APÉNDICE C: SINOPSIS CURRICULAR DEL GRUPO DE TRABAJO CIENTÍFICO DEL FRESHWATER HEALTH INDEX

La Dra. Sandy Andelman es directora ejecutiva de Vital Signs y directora científica y vicepresidente sénior del Betty and Gordon Moore Center for Science at Conservation International. Anteriormente, sirvió como directora adjunta del U.S. National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS), uno de los principales institutos de investigación ecológica del mundo. Su experiencia científica incluye ecosistemas tropicales, biodiversidad, cambio climático e interacciones entre el medioambiente y el bienestar humano. Sandy fue pionera en la creación de sistemas de control y pronóstico globales para el cambio climático y el cambio ecológico, sistemas de advertencia temprana, para reconocer y predecir umbrales de degradación ambiental a tiempo para prevenirlos y promover sociedades humanas más resistentes. Posee un doctorado en ecología del comportamiento de la Universidad de Washington.

El Dr. Chusit Apirumanekul es un colega investigador del Stockholm Environment Institute. Es un hidrólogo con experiencia profesional en el campo de hidrometeorología, gestión integrada de los recursos de agua, gestión del riesgo de desastres por inundaciones, modelación de inundaciones, sistemas de advertencia temprana y creación de capacidad, especialmente en la región inferior del Mekong, incluidos Cambodia, Lao PDR, Myanmar, Tailandia y Vietnam. También tiene experiencia en modelado de inundaciones y recursos de agua.

El Dr. Tim Capon es un economista agrícola y de recursos naturales en CSIRO Land and Water con sede en Canberra. Los intereses de investigación de Tim incluyen la aplicación de economía del comportamiento y experimental en la comprensión de factores que dan forma a las decisiones y resultados del mercado. Las aplicaciones incluyen el diseño de mercados para emisiones de gas de efecto invernadero y secuestro del carbono del suelo, el diseño de instrumentos basados en el mercado para la gestión de recursos naturales y la toma de decisiones adaptadas al cambio climático. Un enfoque reciente de su investigación se basa en la comprensión de cómo un marco de decisión real entre opciones puede utilizarse para investigar cómo la incertidumbre acerca del clima futuro afecta la adaptación y transformación de los sistemas agrícolas y naturales.

El Dr. Naresh Devineni es un profesor asistente en el departamento de ingeniería civil y NOAA Cooperative Remote Sensing Science and Technology Center, Universidad de la ciudad de Nueva York (City College). Sus áreas de experiencia son el modelado hidroclimático, la sostenibilidad del agua y evaluación de riesgos, el análisis de los sistemas de agua y análisis de extremos, métodos estadísticos para los recursos de agua. Su trabajo aborda los efectos de la variabilidad del clima y el cambio en los recursos de agua, la exploración de inundaciones y sequías, sus determinantes climáticas a lo largo de varios siglos, y cómo estas afectan las actividades humanas vinculadas a diversas escalas de ciudades, cuencas fluviales y países.

El Dr. David Dudgeon es profesor titular de ecología y biodiversidad y director de la School of Biological Sciences en la Universidad de Hong Kong. Posee más de 30 años de experiencia como maestro e investigador, y es el autor de más de 200 documentos científicos, diversos capítulos de libros y varios libros sobre ecología del agua dulce y conservación de la biodiversidad, principalmente sobre Asia tropical. Estos incluyen *Tropical Asian Streams* (1999), *The Ecology and Biodiversity of Hong Kong* (2005 y 2011; publicado en inglés y chino) y una colección editada, *Tropical Stream Ecology* (2008). En 2000, Dudgeon recibió el premio Biwako en ecología entregado por el gobierno japonés. Es miembro de una

variedad de juntas asesoras internacionales y comités científicos, y es editor en jefe de la publicación evaluada por expertos *Freshwater Biology*.

La Dra. Tracy A. Farrell es la directora regional del Greater Mekong Program para Conservation International Cambodia. Dedicó los últimos cinco años al desarrollo y liderazgo de iniciativas transversales en las áreas de agua dulce, servicios del ecosistema y comercio de vida silvestre. En esta función, crea agendas de investigación, instrucciones estratégicas y planes comerciales para reducir el nicho de CI y el enfoque de la sociedad para abordar estas y otras prioridades institucionales emergentes. Publicó ampliamente en estas y otras áreas en publicaciones populares y evaluadas por expertos, y posee 10 años de experiencia en la alineación de actividades de investigación y de campo para garantizar una sólida entrega del programa, que se desarrolla especialmente en América del Norte, Central y del Sur. Antes de unirse a CI, sirvió como decana en la School for Field Studies y también fue profesora/instructora visitante para el departamento de forestación del Virginia Tech.

La Dra. Isabelle Fauconnier es la asesora sobre políticas y sostenibilidad del agua para el Global Water Programme en la International Union for the Conservation of Nature (IUCN). Trabajó en la reforma institucional y gestión de suministro de servicios de agua y gestión de recursos de agua durante más de 15 años con organizaciones multilaterales y no gubernamentales. Realizó investigaciones de campo, proyectos y trabajo en políticas en América Latina, África y América del Norte. Mediante su trabajo en barrios marginales urbanos y vertientes rurales, Isabelle se enfocó en la vinculación de las inquietudes de pobreza, equidad social y desarrollo económico con la gestión mejorada de los servicios y recursos de agua. Antes de unirse a IUCN, Isabelle trabajó en la investigación de políticas sobre el agua, en el diseño y evaluación de proyectos con organizaciones como el Banco Mundial, la OMS y el World Wildlife Fund, a través del suministro de asistencia técnica a los gobiernos de Haití, Venezuela, Argentina, Ghana, Burundi, Camerún y Marruecos en el diseño y la implementación de cambios institucionales en el sector del agua. Isabelle posee un doctorado en Planificación de ciudad y regional de la Universidad de California en Berkeley.

El Dr. Glen MacDonald es un profesor distinguido y presidente de geografía en John Muir Memorial en la UCLA. Trabaja en temas de cambio climático y sus efectos, en especial en términos de recursos de agua y sistemas de humedales. Es miembro de la National Academy of Sciences, miembro de la American Association for the Advancement of Science, miembro de la American Geophysical Union y miembro de Guggenheim.

El Dr. Matthew McCartney es líder de tema en servicios del ecosistema para el International Water Management Institute, Vientiane, Lao PDR y se especializa en recursos de agua y humedales y estudios hidroecológicos. Participó en una amplia gama de investigaciones y proyectos aplicados, principalmente en África y Asia, a menudo como parte de un equipo multidisciplinario. Recientemente, trabajó en varios proyectos, entre ellos: una evaluación de recursos de agua de la Dry Zone of Myanmar, una evaluación de las funciones de regulación del flujo de ecosistemas naturales en el Mekong y un estudio sobre la construcción integradora e infraestructura natural en la planificación de recursos de agua en las cuencas de los ríos Tana y Volta. Fue miembro del comité directivo en el proyecto UNEP Dams Development Project (2002-2004) y miembro del panel Ramsar Science and Technical Review Panel (2007-2015).

La Dra. Amy McNally es investigadora científica asistente en el Hydrological Science Laboratory, NASA Goddard y UMD ESSIC y estudia la disponibilidad de recursos de agua en África subsahariana y Yemen para la Famine Early Warning Systems Network. Mediante el uso de datos captados de forma remota y modelos de superficie terrestre, su investigación se enfoca en mejorar las estimaciones de la humedad

del suelo y evapotranspiración por sequía agrícola y control de recursos de agua. Posee una licenciatura en biología ambiental en SUNY-ESF y una maestría en política y gestión de agua de la Oregon State University, y su investigación se enfocó en el cambio climático y acuerdos de distribución de agua en Medio Oriente. Siguió estudiando para recibir un doctorado en geografía de la Universidad de California en Santa Barbara. Otras investigaciones destacadas incluyen estudios sobre la malaria y el cambio climático en África, los efectos socioeconómicos de las represas en el sudoeste de China y el efecto de los aerosoles en las precipitaciones de Corea del Sur.

El Dr. Cho Nam Ng es un profesor asociado en el departamento de geografía en la Universidad de Hong Kong. Su experiencia se basa en políticas y planificación medioambientales, evaluación del efecto medioambiental y evaluación estratégica medioambiental, conservación de la naturaleza y sitios históricos, desarrollo sostenible, cambio climático y políticas energéticas. Posee un doctorado de la Lancaster University.

La Dra. Alison (Sunny) Power es profesora en el departamento de ecología y biología de la evolución y el departamento de ciencias y estudios tecnológicos. Su investigación se enfoca en la conservación de la biodiversidad en ecosistemas gestionados, las interacciones entre los ecosistemas agrícolas y naturales, agroecología, la ecología y evolución de patógenos de plantas, especies invasivas y ecología tropical. Lideró un grupo de trabajo de las funciones de enemigos naturales y mutualistas en invasiones de plantas en el National Center for Ecological Analysis and Synthesis. Sirvió como vicepresidente de relaciones públicas para la Ecological Society of America y como miembro presidencial universitario de The Nature Conservancy. Sirvió en el Comité del Agricultural Research Priorities del National Research Council y el comité de supervisión del Collaborative Crop Research Program de la McKnight Foundation.

La Dra. Helen Regan es profesora en el departamento de biología de la Universidad de California en Riverside. Posee una licenciatura en ciencias y un doctorado en matemática aplicada. Sus intereses de investigación son diversos, interdisciplinarios y altamente colaborativos, abarcan el análisis de riesgos, el modelado ecológico para el cambio global, la toma de decisiones y el análisis de incertidumbre, en especial en el ámbito de la conservación. Sirve en el subcomité de normas y peticiones de la Lista roja de IUCN y en las juntas editoriales de las publicaciones Ecology Letters y Diversity and Distributions. Fue miembro del comité del National Research Council en la revisión científica independiente del Everglades Restoration Progress durante cuatro años.

El Dr. Kashif Shaad posee un posdoctorado, con sede en el Conservation International Singapore, ayudó en el desarrollo de enfoques de recursos y modelado de datos para el Freshwater Health Index. Recientemente, completó su doctorado en ingeniería ambiental en ETH Zurich y posee una maestría en hidroeinformática. Sus intereses de investigación incluyen el desarrollo de modelos matemáticos y herramientas informáticas para mejorar la gestión del agua, y sigue plenamente la creciente integración de la ecología con la hidrodinámica.

La Dra. Rebecca Shaw es jefa científica y vicepresidente sénior en la World Wildlife Foundation. Anteriormente, trabajó en el Environmental Defense Fund, donde fue responsable del desarrollo y la implementación de la visión y estrategia del programa Land, Water y Wildlife. Antes de unirse a EDF en 2011, sirvió primero como directora de ciencias de la conservación y luego como directora estatal asociada en el capítulo de California de Nature Conservancy. También investigó el efecto del cambio climático en el departamento de ecología global de la Carnegie Institution for Science en la Stanford University. Es la autora principal de la sección del panel intergubernamental de 2014 en el Quinto informe de evaluación del cambio climático que se enfoca en el efecto, la adaptación y la vulnerabilidad,

y sirve como miembro en el panel California Climate Adaptation Advisory Panel. Rebecca posee una maestría en política ambiental y un doctorado en energía y recursos de la Universidad de California en Berkeley.

El Dr. Nicholas Souter es el gerente del estudio de caso del Mekong en Conservation International Cambodia. Sus áreas de experiencia son la biología de la conservación y la gestión de recursos naturales. Trabajó ampliamente en la determinación de los efectos de la regulación del río en la dinámica y los procesos de la vegetación de planicies aluviales en la parte baja del río Murray del sur de Australia. Representó el sur de Australia en el grupo de trabajo de Murray-Darling Basin Authorities Sustainable Rivers Audit Implementation y fue miembro técnico en el grupo de evaluación de la vegetación. Dedicó los últimos tres años en Camboya, en la gestión del proyecto Flora International's University Capacity Building Project en asociación con la Royal University of Phnom Penh.

La Dra. Caroline Sullivan es profesora de economía y política ambiental en la Southern Cross University, NSW Australia. Sus áreas de experiencia abarcan lo siguiente: Gestión del agua, desarrollo internacional, economía ecológica y ambiental, desarrollo de índices. Participó en investigaciones de agua y forestales durante más de 20 años en Asia, África, Europa, el Caribe, América Latina, Australia y el Pacífico. Concibió y lideró el trabajo sobre el desarrollo del Water Poverty Index y trabajó en el desarrollo de una variedad de índices con varias organizaciones, incluidas la FAO, los gobiernos de Canadá, el Reino Unido, Fiji y otros, y el Banco Africano de Desarrollo.

El Dr. Derek Vollmer es un investigador con posdoctorado en el Betty and Gordon Moore Center for Science, donde ayuda a desarrollar y aplicar el Freshwater Health Index en cuencas fluviales seleccionadas en todo el mundo. Antes de unirse a CI, trabajó como investigador doctoral dentro de Future Cities Laboratory en el Singapore-ETH Centre for Global Environmental Sustainability. Su investigación se enfocó en los servicios del ecosistema y planificación espacial, en especial en la captura del Ciliwung River en la ciudad de Jakarta. El Dr. Vollmer también fue funcionario de programa en la unidad Science and Technology for Sustainability de la Academia Nacional de Ciencias de EE. UU. en Washington, DC, donde dirigió dos estudios bilaterales de cooperación entre EE. UU.-China sobre energía limpia, junto con estudios de asociaciones de varias partes interesadas, esquemas de certificación de producto y temas de sostenibilidad urbana. Posee una licenciatura en estudios de gobierno e internacionales de la Universidad de Notre Dame, una maestría en ciencias y políticas ambientales de la Johns Hopkins University y un doctorado en planificación espacial de ETH Zurich, Suiza.

El Dr. Raymond Yu Wang es profesor asociado en la School of Government, Sun Yat-sen University. Posee un doctorado en geografía de la Universidad de Hong Kong, donde continuó su investigación posdoctoral en la Faculty of Social Sciences. Sus áreas de experiencia principales incluyen gestión del agua, política ambiental y políticas ambientales en China.