

Índice de Saúde da Água
Manual do Usuário
Versão 1.1

6 de outubro de 2017

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	4
2. ESTRUTURA CONCEITUAL E ÍNDICE DE SAÚDE DA ÁGUA	6
2.1 ESTRUTURA CONCEITUAL	6
2.2 ESCALA DA APLICAÇÃO	10
2.3 INDICADORES E DEFINIÇÕES	11
2.3.1 Vitalidade do Ecossistema	11
2.3.2 Serviços Ecossistêmicos	13
2.3.3 Governança e Partes Interessadas	15
2.4 AGREGAÇÃO DO INDICADOR	17
2.5 INTERPRETAÇÃO DE VALORES DO ÍNDICE	18
2.6 DOCUMENTAÇÃO	19
2.7 VISÃO GERAL DAS AVALIAÇÕES	19
3. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA	20
3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS ATRIBUTOS E CONTEXTO DA BACIA	20
3.2 ESTRUTURA DE MODELAGEM DA BACIA	22
3.3 FONTES DE DADOS	23
3.4 INCERTEZA	29
3.4.1 Tipos de incerteza	29
3.4.2 Representação da incerteza	29
4. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DOS INDICADORES DE VITALIDADE DO ECOSISTEMA	31
4.1 QUANTIDADE DE ÁGUA (WQT)	31
4.1.1. Desvio do regime natural da vazão (DvNF)	31
4.1.2 Redução do armazenamento de águas subterrâneas (GwSD)	33
4.2 QUALIDADE DA ÁGUA (WQL)	34
4.3 CONDIÇÕES DA BACIA HIDROGRÁFICA	35
4.3.1 Conectividade de fluxos	35
4.3.3 Naturalidade da cobertura do solo (LCN)	39
4.4 BIODIVERSIDADE (BIO)	42
4.4.1 Mudanças na presença (ou seja, número de espécies) e tamanho da população de espécies em risco	43
4.4.2. Mudanças na abundância e o tamanho da população de espécies invasoras e indesejadas	46
5. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DOS INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	48
5.1 CONFIGURAÇÃO DO INDICADOR E DADOS NECESSÁRIOS	49
5.2 SERVIÇOS DE PROVISÃO (PRO)	49
5.2.1 Confiabilidade do fornecimento de água relativa à demanda (WaSD)	49
5.2.2 Biomassa para consumo (BiCN)	49
5.3. SERVIÇOS DE REGULAÇÃO E SUPORTE	50
5.3.1 Regulação de sedimentos (SeRG)	50

5.3.2 Desvio das métricas de qualidade da água de valores de referência (DvWQ)	50
5.3.3 Regulação de inundações (FIRG, na sigla em inglês)	51
5.3.4 Exposição a doenças associadas à água (ExWD, na sigla em inglês)	51
5.4 ETAPAS PARA OS CÁLCULOS	52
5.5 EXEMPLOS TRABALHADOS	53
5.5.1 Inundação em Bangladesh	53
5.5.2 Confiabilidade do abastecimento de água em Dongjiang	57
5.6 SERVIÇOS CULTURAIS	61
5.6.1 Locais de conservação/patrimônio cultural	61
5.6.2 Recreação	62
6. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE GOVERNANÇA E PARTES INTERESSADAS	64
6.1 QUEM SÃO AS PARTES INTERESSADAS?	64
6.2 PESQUISA	64
6.2.1 Implementação da pesquisa	64
6.2.2 Questões da pesquisa	66
6.2.3 Análise das respostas	66
7. ESTRESSORES E CENÁRIOS	68
7.1 CENÁRIOS	69
7.1.1 Mudanças Climáticas Globais	71
7.1.2 Alterações no uso do solo	73
7.1.3 Alocação da Água e Contrapartidas	74
8. ATUALIZAÇÃO DE AVALIAÇÕES	76
9. REFERÊNCIAS	77
APÊNDICE A: RESUMO DE MUDANÇAS ÀS DIRETRIZES	85
APÊNDICE B: PESQUISA DE GOVERNANÇA E PARTES INTERESSADAS	86
APÊNDICE C: SÍNTESE BIOGRÁFICA DO GRUPO DE TRABALHO CIENTÍFICO SOBRE O ÍNDICE DE SAÚDE DA ÁGUA 2]	99

Lista de Tabelas

Tabela 1. Indicadores da Vitalidade do Ecossistema	11
Tabela 2. Indicadores de Serviços Ecossistêmicos	13
Tabela 3. Indicadores de Governança e Partes Interessadas	15
Tabela 4: Categorias e classificação da bacia	20
Tabela 5. Exemplos de classificações de bacias	21
Tabela 6. Fontes de dados locais e globais, modelos e métricas para avaliar os indicadores de Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos	25
Tabela 7. Características e pesos propostos para “naturalidade”	41
Tabela 8. Frequência de inundações para 64 distritos em Bangladesh de 2000 a 2016, agrupadas em intervalos de um ano	55
Tabela 9. Confiabilidade do abastecimento de água para Dongjiang; valores mensais interpolados a partir de médias anuais	58
Tabela 10. Principais tipos de mudança ambiental e indicadores com maior probabilidade de serem afetados	69

Lista de Figuras

Figura 1. Estrutura conceitual para sistemas socioecológicos de água doce compostos de Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos e Governança e Partes Interessadas.	6
Figura 2. A rede de drenagem para o canal do rio principal da Bacia de Dongjiang construída usando a base de dados HydroBASIN (nível 8 modificado).	22
Figura 3. Cadeia de modelos e indicadores.	23
Figura 4. Fontes e tipos de dados.	24
Figura 5. Imagem SENTINEL 1 SAR de uma barragem em Dongjiang.	36
Figura 6. O cálculo do DCIp e DCId para uma rede fluvial hipotética com uma barragem tendo p em ambas as direções como 0,5. (Fonte: Cote et al. 2009)	38
Figura 7. Número de inundações afetando cada distrito ao longo do período de 17 anos, variando entre 2000 e 2016.	53
Figura 8. Dados sobre vidas perdidas e pessoas deslocadas pela inundações.	56
Figura 9. Demanda de água anual, dividida pelas principais cidades/províncias e setor em milhões de metros cúbicos.	57
Figura 10. Confiabilidade do abastecimento interpolada para valores mensais.	58
Figura 11: Sensibilidade com (a) 10% de probabilidade de falha; (b) 20% com probabilidade de falha; e (c) 66,67% de probabilidade de falha.	60
Figura 12. Forçante climática e socioeconômica sobre os componentes do Índice de Saúde da Água	70

1. INTRODUÇÃO

O Índice de Saúde da Água é uma ferramenta de suporte a decisões desenvolvida pela Conservation International e parceiros, em colaboração com cientistas, gestores de recursos hídricos e de ambientes, criadores de políticas e o setor privado, para ajudar as sociedades a gerenciar e conservar sistemas de água doce. A saúde da água doce é definida como a capacidade de entregar serviços ecossistêmicos relacionados à água, de forma sustentável e equitativa, na escala da bacia hidrográfica, vinculando a função e condição ecológica das áreas de geração de serviços a montante, com as comunidades a jusante. Está implícito que a entrega sustentável e equitativa de longo prazo de serviços ecossistêmicos depende da função ecossistêmica de longo prazo. O índice resolve lacunas nos indicadores de água dominantes, destacando as relações entre ecossistemas saudáveis de água doce, os fluxos de serviços que eles fornecem e a função da governança e partes interessadas na gestão e uso da água doce. O Índice pode ser usado para avaliar cenários como a variabilidade climática, mudança da cobertura do solo, crescimento populacional e decisões de alocação da água, para tornar as contrapartidas mais explícitas e ajudar as partes interessadas a compreender que políticas e práticas de manejo são necessárias para manter sistemas de água doce e fluxos de serviço no futuro. Ele também é destinado a ser usado para controlar a saúde da água doce ao longo do tempo. Portanto, é necessário um processo de diálogo iterativo entre cientistas, usuários finais e partes interessadas, para que o resultado seja relevante, crível e útil.

O Índice se destina a medir toda a gama de benefícios dos sistemas de água doce, ao tornar as conexões entre a saúde ecossistêmica e a entrega de serviços mais explícitas, ajudando, assim, as partes interessadas a manter e até mesmo a aprimorar esses serviços ao longo do tempo. Benefícios de interesse incluem a provisão de água para usos agrícolas, industriais e municipais, assim como para a geração de energia. Mas ecossistemas de água doce também provêm serviços culturais, incluindo oportunidades de recreação e turismo, manutenção da biodiversidade, assim como habitats e pesca. Esses benefícios são mantidos por serviços regulatórios essenciais que ocorrem dentro da bacia hidrográfica, incluindo a moderação de eventos extremos como enchentes e secas, tratamento de resíduos e ciclagem de nutrientes, assim como o controle da erosão. Inevitavelmente, a maximização de um conjunto específico de benefícios implica em contrapartidas em termos de serviços e beneficiários e, assim, o Índice é projetado para tornar essas contrapartidas explícitas, assim como para destacar as sinergias potenciais.

O Índice de Saúde da Água foca em três componentes principais: vitalidade do ecossistema, serviços ecossistêmicos, assim como governança e partes interessadas. Cada componente é avaliado com um conjunto de indicadores mensuráveis que são agregados a um índice. A avaliação dos indicadores requer o uso de modelos de alocação hidrológicos e da água, assim como modelos de serviço ecossistêmico, técnicas de avaliação e pesquisas de partes interessadas. A dimensão de aplicação prevista é a bacia hidrográfica, onde tomadas de decisão para o manejo dos recursos têm a principal relevância e o suporte às decisões tem a probabilidade de ser mais útil. No entanto, a estrutura e os indicadores são flexíveis e podem ser aplicados a escalas espaciais menores ou maiores, dependendo das metas das partes interessadas. Esses indicadores também podem ser personalizados de acordo com diversos contextos sociopolíticos, econômicos e ecológicos, assim como conforme a disponibilidade de dados e necessidades informacionais.

Este documento oferece diretrizes para a aplicação do Índice de Saúde da Água. Ele explica as bases contextuais do Índice e fornece definições para cada um dos indicadores. Ele também oferece orientações sobre como avaliar cada indicador, sugestões sobre fontes de dados, úteis para a avaliação de indicadores (para avaliações de linha de base e planejamento de cenário), agregação de indicadores e interpretação dos valores do índice. Esperamos revisar e atualizar periodicamente essas orientações, e teremos prazer em receber informações de todos os usuários do Índice de Saúde da Água. Em especial, novos exemplos para ilustrar essas orientações serão muito bem-vindos.

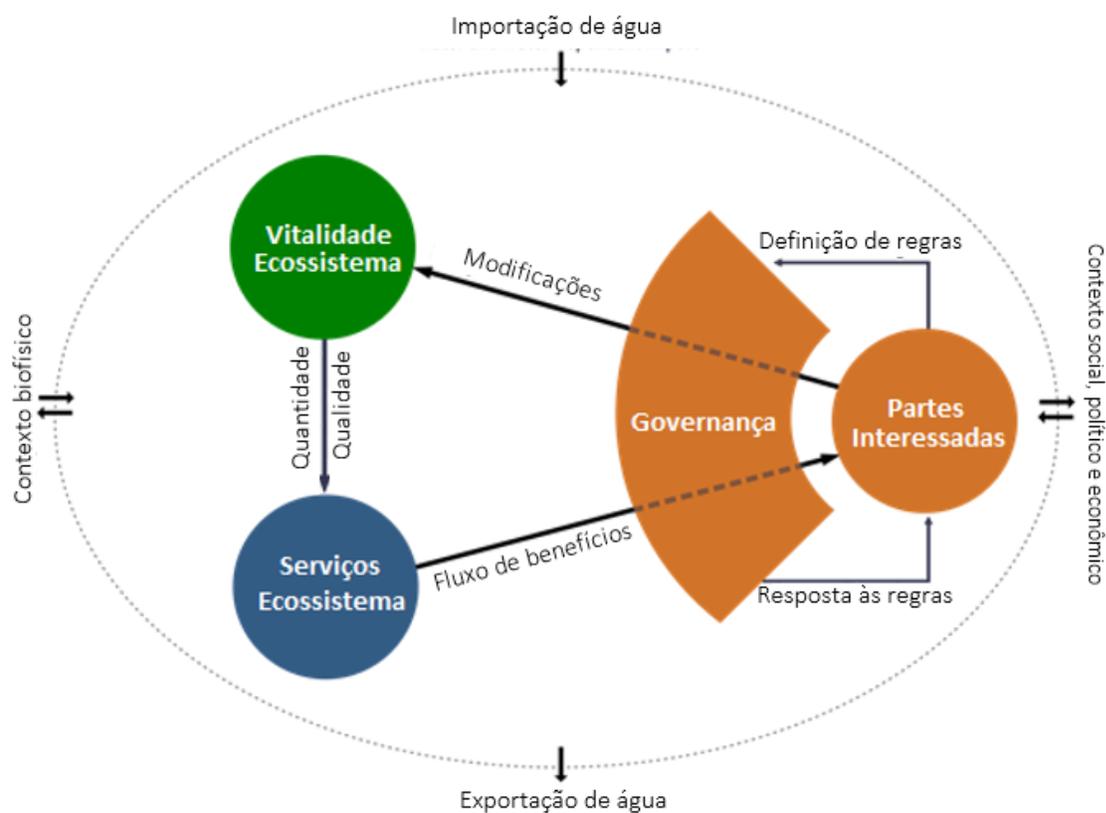
2. ESTRUTURA CONCEITUAL E ÍNDICE DE SAÚDE DA ÁGUA

2.1 ESTRUTURA CONCEITUAL

Uma estrutura conceitual robusta é necessária para fornecer a base para o desenvolvimento de um conjunto consistente e sistemático de indicadores com o intuito de medir a sustentabilidade dos sistemas de água doce (OCDE 2008). Uma estrutura conceitual, neste contexto, é uma representação abstrata de sistemas complexos de água doce, a qual simplifica e destaca os principais componentes e relações entre os sistemas sociais e ecológicos. A finalidade da estrutura conceitual é caracterizar a natureza multifacetada e complexa desses sistemas, para obter generalidades que sejam relevantes em uma ampla gama de sistemas, escalas e períodos, sob um princípio de adequação à finalidade (Shields e Rangarjan 2013). Conseqüentemente, a estrutura conceitual deve prover a descrição e definição claras do fenômeno multidimensional a ser medido, expressar uma estrutura sobre como os diversos componentes são conectados e aninhados, destacar como os principais componentes se relacionam à saúde da água doce, bem como prover a estrutura e informações relevantes para orientar a seleção de indicadores mensuráveis (OCDE 2008).

Recorremos aqui ao conceito do sistema socioecológico da água doce para ilustrar as diferentes dimensões que precisam ser medidas para compreendermos como os sistemas sociais, hidrológicos e ecológicos interagem (Vogel et al., 2015; Vollmer et al., 2016). Diversos modelos conceituais foram desenvolvidos para sistemas de água doce (Binder et al. 2013), no entanto, a maioria não inclui uma contabilização completa dos benefícios entre os ecossistemas que capturam, armazenam e fornecem serviços baseados na água, os beneficiários desses serviços e como os sistemas de água doce são regidos e gerenciados (Vollmer et al., 2016). Nós adaptamos uma estrutura geral para analisar a sustentabilidade de sistemas socioecológicos (Ostrom 2009), com o intuito de personalizá-la, mais especificamente, para a medição da sustentabilidade da água doce. Essa estrutura geral é desejável para sistemas com fortes retroalimentações entre os ecossistemas, os serviços que eles provêm e os beneficiários desses serviços, por tratar os componentes sociais e ecológicos praticamente com a mesma profundidade e destacar as interações entre eles (Binder et al. 2013). Além disso, ela oferece uma estrutura que pode facilitar a seleção do indicador para descrever as dinâmicas dos sistemas socioecológicos. A estrutura conceitual descrita aqui consiste de três componentes principais: “vitalidade do ecossistema”, “serviços ecossistêmicos” e “governança e partes interessadas”. (Figura 1).

Figura 1. Estrutura conceitual para sistemas socioecológicos de água doce compostos de Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos e Governança e Partes Interessadas. As Partes Interessadas definem e adaptam regras dentro dos sistemas de governança e de mercado, além de responderem a elas. Dentro das limitações e regras definidas pela governança da água, as partes interessadas alteram os ecossistemas através da modificação do uso do solo ou conservação para explorar ou manejar ecossistemas de água e pelo desenvolvimento da infraestrutura e tecnologia para acessar serviços ecossistêmicos relacionados à água. As modificações aos ecossistemas e a captação da água podem alterar o regime da vazão e a qualidade da água, afetando, assim, o fornecimento de serviços ecossistêmicos aos beneficiários. Em bacias onde há demandas de água concorrentes, as contrapartidas se tornam aparentes e pode ser necessário um ajuste dos mecanismos de governança com capacidade de provocar mudanças no mercado. Os SESs de Água Doce também são impactados por influências biofísicas externas, como por exemplo, a seca ou mudanças climáticas que afetam o fornecimento do serviço ecossistêmico, o que pode ter conseqüências que afetem a governança. Além disso, as bacias são incorporadas dentro de um contexto social, político e econômico mais amplo, o qual pode influenciar sistemas de governança e, assim, o manejo da água. Apesar de reconhecermos que a água, bem como os produtos e serviços oriundos dela, também podem ser importados ou exportados de uma bacia, nosso foco é principalmente nas interações dentro da bacia.



Vitalidade do Ecossistema	Serviços Ecossistêmicos	Governança e Partes Interessadas
<p>Quantidade de Água Desvio do Regime Natural de Vazão Esgotamento de Água Subterrânea</p> <p>Qualidade de Água Índice de Qualidade de Água</p> <p>Condição da Bacia de Drenagem Modificação da Margem Conectividade de Fluxo Naturalidade da Cobertura do Solo</p> <p>Biodiversidade Espécies de Interesse Espécies Invasoras</p>	<p>Provisão Confiabilidade do Fornecimento de Água Biomassa para Consumo</p> <p>Regulação e Suporte Regulação da Qualidade da Água Regulação de Sedimentos Regulação de Doenças Regulação de Inundações</p> <p>Cultural Conservação e Patrimônio Cultural Recreação</p>	<p>Ambiente Favorável Estrutura para o Manejo Regras para Uso dos Recursos Incentivos e Regulações Capacidade Técnica Capacidade Financeira</p> <p>Compromisso Informação e Conhecimento Participação nos Processos de Tomada de Decisão</p> <p>Efetividade Execução e Conformidade Distribuição de Benefícios SEs Conflito Relacionado à Água</p> <p>Visão e Governança Mecanismos de Monitoramento Planejamento e Gerenciamento</p>

“Vitalidade do Ecossistema” se refere à manutenção da “estrutura e processos do ecossistema que sustentam a capacidade de fornecimento de bens e serviços [baseados em água] de um ecossistema” no longo prazo (MEA 2005, Turkelboom et al. 2014). Ecossistemas de Água Doce incluem os ecossistemas aquáticos, bem como os terrestres que se relacionam dentro de uma bacia hidrográfica que abrange águas de superfície e subterrâneas.

Ecossistemas produzem uma ampla gama de benefícios às partes interessadas (“serviços ecossistêmicos”), como a provisão da água, redução de perigos e serviços culturais, tais como oportunidades de recreação (Haines-Young e Potschin 2010; 2013). Partes interessadas que operam dentro de um sistema de governança modificam e manejam o ecossistema para obter determinados serviços. As modificações podem incluir manipulações de canal e vazão, poluição e atividades de remediação, assim como mudanças ao ecossistema terrestre que tenham um impacto em serviços relacionados à água, tais como mudanças no uso do solo que aceleram o escoamento ou a restauração do habitat para melhoria da captação e filtração. Portanto, a estrutura e função do ecossistema afeta e é afetada pelo fornecimento de serviços ecossistêmicos. Partes interessadas que operam dentro de um sistema de governança também constroem uma infraestrutura robusta para melhorar o fornecimento de serviços ecossistêmicos ou para compensar por perdas de serviços fornecidos naturalmente. Essas modificações e as captações de água do sistema podem implicar em contrapartidas entre diferentes objetivos, diferentes serviços ecossistêmicos, grupos e gerações distintos (Rodríguez et al., 2006, Cai et al., 2002).

“Governança e Partes Interessadas” é definido como “as estruturas e processos através dos quais as pessoas nas sociedades tomam decisões e compartilham o poder, criando as condições para regras organizadas e ação coletiva ou instituições de coordenação social” (Schultz et al. 2015). Esta definição engloba múltiplas camadas de governos, suas regras formais e normas informais (p. ex., diretrizes comuns estabelecidas) e mecanismos de mercado. Ela também abrange uma gama de partes interessadas, incluindo tomadores de decisão e a população humana beneficiária (desde cidadãos individuais e grupos comunitários a municipalidades, corporações e organizações internacionais), bem como outras partes interessadas, como entidades doadoras, as quais podem não se beneficiar diretamente dos serviços ecossistêmicos em um local em particular, mas, mesmo assim, têm um interesse neles, além de influenciar decisões que afetam uma bacia em particular. O alcance geográfico e formação das partes interessadas também muda de acordo com o serviço ecossistêmico, ou seja, beneficiários de atividades de recreação relacionadas à água podem viver bem distante da bacia geradora do serviço. As partes interessadas operam dentro de restrições do sistema de governança, o que afeta seu comportamento. Por sua vez, as partes interessadas podem influenciar ou moldar o sistema de governança, ao modificar regras ou alterar a formação do sistema. Embora as partes interessadas e sistemas de governança possam ser considerados como entidades separadas, para fins práticos, eles são combinados para formar um único conjunto de indicadores, pela dependência forte um do outro e a retroalimentação próxima que os conecta.

Diversas formas de governança, coletivamente, determinam os limites e as oportunidades dentro dos quais são tomadas as decisões, e depois dão forma às consequências dessas decisões (McGinnis, 2011). Aqui, diferenciamos entre sistemas de governança diretamente relacionados à água, versus o contexto social, econômico ou político mais amplo, no qual a governança se baseia. Todas as variáveis (e seus indicadores) para o sistema de governança relevante devem ser diretamente relacionadas à água e essas variáveis devem estar sob influência direta de pelo menos algumas das partes interessadas. Embora indicadores gerais, como a estabilidade política, possam ser úteis como contexto e possam influenciar indiretamente a governança da água, eles não são suficientemente específicos para serem

monitorados como uma característica do sistema de governança de uma bacia.

Além disso, o sistema de água doce é afetado por fatores de estresse biofísico, como por exemplo, a mudança climática, secas e enchentes, assim como por contextos sociais, econômicos e políticos, que operam em uma escala mais ampla do que a bacia hidrográfica. A água ou os produtos dela dependentes podem ser importados ou exportados para beneficiários dentro e fora da bacia hidrográfica. Esses aspectos oferecem um contexto adicional para avaliação, monitoramento e gestão de sistemas de água doce, embora não necessariamente influenciem explicitamente a seleção do indicador. Essa estrutura conceitual soci ecológica é, em nosso entender, a mais apropriada para a caracterização da saúde da água doce, porque ela oferece uma conceitualização integrativa das dinâmicas complexas em problemas soci ecológicos relacionados à sustentabilidade. Seus princípios fundamentais são baseados em teorias de escolha coletiva, 'common-pool resource' (tipo de bem que consiste em um sistema de recursos naturais ou feitos pelo homem [por exemplo, um sistema de irrigação ou pesqueiro], cujo tamanho ou características torna dispendioso, mas não impossível, excluir potenciais beneficiários da obtenção de benefícios de seu uso) e manejo de recursos naturais, além do fato que os sistemas ecológicos e sociais são tratados com a mesma profundidade (Ostrom 2009; Binder et al. 2013). O sistema social (como a governança e partes interessadas) opera em ambos os níveis, micro e macro, em um loop de retroalimentação: O nível micro inclui tomadores de decisão individuais, onde o nível macro ilustra o sistema social no nível da população ou sociedade. Além disso, a estrutura conceitual retrata explicitamente a reciprocidade ou retroalimentação entre os sistemas sociais e ecológicos através das interações especificadas. Ela pode ser aplicada a diversas escalas espaciais (McGinnis e Ostrom, 2014), incluindo bacias hidrográficas e nações, assim como o sistema de água doce mundial (Vogel et al., 2015).

A estrutura conceitual formou a base sobre a qual os indicadores para o Índice de Saúde da Água foram desenvolvidos. Critérios de seleção são tipicamente usados para garantir que os indicadores sejam relevantes e atendam a abrangente finalidade da estrutura conceitual. Inúmeros critérios foram propostos para diversas estruturas de indicadores (como, Smith e Zhang 2004; SWRR 2005; ODCE 2008), e esses foram usados como ponto de partida para o desenvolvimento e refinamento dos critérios de seleção do indicador de medição de saúde da água doce. Os critérios a seguir foram então aplicados para garantir a relevância, acessibilidade e integridade do conjunto resultante de indicadores de saúde da água doce:

- indicadores devem ser mensuráveis, imparciais e defensíveis;
- a escolha dos indicadores deve ser relevante e guiada pela estrutura conceitual;
- indicadores devem ser relativamente fáceis de compreender;
- indicadores devem ser baseados em informações que possam ser usadas para comparar diferentes áreas e contextos geográficos;
- indicadores devem ser distintos, ou seja, um indicador não mede o mesmo processo ou quantidade que outro indicador;
- indicadores ou suas combinações devem ser limitados em número para propiciar um sinal mais claro do progresso;
- indicadores devem ser sensíveis a mudanças ao longo do tempo e espaço para detectar mudanças.

Por meio do uso da estrutura conceitual e dos critérios para a seleção de indicadores acima, foram identificados três conjuntos de indicadores. Esses estão definidos na seção 2.3 e diretrizes sobre a sua aplicação são fornecidas nas seções 4, 5 e 6.

2.2 ESCALA DA APLICAÇÃO

Escala espacial

O Índice de Saúde da Água pode acomodar várias escalas espaciais: sub-bacias, bacias, regiões de bacias adjacentes, nações e até mesmo avaliações globais. Para maior utilidade ao manejo, recomendamos que o Índice seja aplicado em bacias representadas como uma rede de sub-bacias conectadas (veja a seção 3 abaixo). Em alguns contextos, alguns indicadores podem ser mais apropriadamente considerados em uma escala espacial diferente da escala da avaliação. Por exemplo, alguns indicadores de governança podem ser mais bem considerados na escala nacional, mesmo quando o Índice estiver sendo avaliado na escala da bacia. Nesses casos, informações nacionais relevantes podem ser aplicadas à escala menor, se não houver dados locais disponíveis ou a governança local for regida por processos nacionais. Para bacias transfronteiriças, pode ser necessário considerar informações através de diversas nações para determinar as melhores e mais pertinentes informações que devem ser usadas para uma avaliação de escala de bacias. No entanto, em muitos casos, os dados estarão disponíveis e mais relevantes em uma escala menor do que a escala da avaliação (por exemplo, os dados da qualidade da água em locais específicos de fontes pontuais), caso no qual, os dados e/ou valores do indicador podem ser representados na escala desagregada por meio de mapas, mas terão que ser agregados à escala da bacia para obtenção dos valores numéricos finais. Além disso, escalas mais detalhadas do que a sub-bacia podem precisar ser consideradas para detecção de qualquer mudança no indicador ao longo do tempo. Por exemplo, a naturalidade da cobertura do solo pode ter que ser avaliada em uma escala de 30 m para detecção de mudanças significativas entre um período de avaliação e outro.

Escala temporal

Os indicadores que constituem o Índice de Saúde da Água medem o status e/ou tendências dos atributos do sistema de água doce. Para cálculos sobre o status de um atributo, deve ser usado o ano mais recente para o qual há dados disponíveis. Para cálculos do status atual, as datas dos dados disponíveis mais recentes não precisam ser consistentes em todos os indicadores, apesar de que é aconselhável ter cuidado em usar conjuntos de dados que reflitam as condições atuais. Por exemplo, dados coletados sobre a qualidade da água 10 anos antes da data da avaliação são improváveis indicadores da qualidade atual da água. No entanto, dados com 10 anos de idade podem refletir a cobertura atual do solo se for conhecido que a mudança do uso do solo tenha sido insignificante nos anos intercalares. Assim, é importante usar os dados mais atuais sempre que disponíveis. Para cálculos de tendências em atributos de sistemas de água doce, o valor atual precisa ser comparado a um valor histórico. Para a primeira iteração dos cálculos de tendências, recomendamos, como ponto de referência, o uso de cinco anos antes da data de avaliação, ao qual os valores atuais são comparados, ou o mais perto disso que os dados disponíveis permitirem. Por exemplo, uma primeira avaliação de declínio em espécies em risco realizada em 2020 deve usar 2015 como o ano de referência, ao qual o tamanho da população de 2020 é comparado. Todas as iterações subsequentes de cálculos de tendência devem comparar o valor atual ao valor previamente calculado. Recomendamos que o Índice de Saúde da Água seja reavaliado, pelo menos a cada cinco anos.

2.3 INDICADORES E DEFINIÇÕES

2.3.1 Vitalidade do Ecossistema

Tabela 1. Indicadores da Vitalidade do Ecossistema

Indicadores Principais	Subindicadores
Quantidade de água	Desvio do regime natural da vazão Diminuição do armazenamento de águas subterrâneas
Qualidade da água	Sólidos em suspensão nas águas de superfície ¹ Nitrogênio total nas águas de superfície e subterrâneas ¹ Fósforo total nas águas de superfície e subterrâneas ¹ Indicadores de principal preocupação ²
Condições da bacia hidrográfica	Modificação da margem Conectividade de fluxos Naturalidade da cobertura do solo ³
Biodiversidade	Mudanças nos números (isto é, número de espécies) e tamanho da população das espécies em risco Mudanças no número e tamanho da população de espécies invasoras/indesejadas

1. Desvio da concentração em relação ao parâmetro de referência ambiental relacionado às condições naturais históricas do local.
2. Opcional: depende das condições locais e pode incluir salinidade, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, metais pesados e coliformes, assim como substâncias farmacêuticas e outros contaminantes.
3. Naturalidade aqui é medida em um gradiente, desde totalmente natural (como a mata primária) a totalmente artificial (como áreas urbanas).

Quantidade de água avalia o estoque e vazão da água através da bacia hidrográfica e de mudanças na capacidade de armazenamento da água.

Desvio do regime de vazão natural mede o grau em que as vazões atuais mudaram em relação a vazões naturais históricas. Quanto maior a indicação do desvio da vazão natural, maior o risco para o ecossistema de água doce (Poff e Zimmerman 2010). Essa medida pode ser derivada de uma ampla gama de variáveis, incluindo o desvio na média anual, descarga mínima e máxima na bacia, proporção do ano que a descarga média anual foi excedida, etc.

Diminuição do armazenamento de águas subterrâneas mede as mudanças na disponibilidade da água armazenada em aquíferos subterrâneos (Konikow e Kendy 2005). Isso pode ser estimado diretamente pelo uso de registros do nível das águas subterrâneas obtidos de poços de observação ou através da aproximação indireta da compressão do aquífero, resultante do excesso de exploração das águas subterrâneas, ou pelo uso de dados derivados de satélites de 'Gravity Recovery' e 'Climate Experiment' (GRACE, na sigla em inglês).

Qualidade da água mede a qualidade da água na bacia, relevante para a manutenção de ecossistemas aquáticos saudáveis, mais do que para consumo humano.

Sólidos em suspensão na água de superfície, nitrogênio total e fósforo total são todos parâmetros essenciais que fornecem uma medida da qualidade da água no que diz respeito ao seu impacto na biodiversidade e saúde do ecossistema em uma bacia (UNEP 2008a). Esses devem ser medidos como um desvio de uma linha de base ambiental estabelecida, a qual pode ser derivada das condições naturais históricas da bacia ou das tolerâncias fisiológicas de espécies aquáticas nativas em risco.

Outros indicadores de grande importância para a qualidade da água podem incluir a temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, metais pesados e coliformes, substâncias farmacêuticas e outros contaminantes. A escolha do que medir pode ser baseada nas exigências e capacidades locais, seguindo as recomendações das Nações Unidas (UNEP 2008a). No entanto, eles devem ser selecionados criteriosamente, se e quando houver dados e capacidade analítica disponíveis, por meio da seleção dessas variáveis conhecidas como causadoras de maior impacto potencial na saúde do ecossistema da água doce. Todas as medidas selecionadas nesta categoria de subindicador devem ser ponderadas com pesos somando até 1,0.

Condições da bacia hidrográfica mede a extensão das modificações físicas à bacia hidrográfica e rede de vazão. Tais modificações resultam na degradação do habitat que impacta a biodiversidade.

Modificação da margem mede o que é conhecido como conectividade de planície aluvial (lateral). A conectividade lateral afeta como os riachos atingem a várzea e, assim, como os materiais, tais como nutrientes e sedimentos são trocados. Mudanças a esse padrão, seja através de canalização ou enchentes por meio de represamentos, afetam a adequabilidade para a vegetação nativa e a vida selvagem (incluindo peixes em desova e aves aquáticas), a bioquímica dos riachos, assim como a extensão das planícies aluviais.

A conectividade *longitudinal ou de vazão*, também conhecida como fragmentação, é especialmente importante para o movimento da vida aquática como de peixes, mas também afeta o fluxo de materiais. Ela é afetada por obstruções naturais, como cachoeiras e estruturas construídas como represas e barragens. A conectividade longitudinal reduzida pode impactar negativamente na migração e reprodução de peixes, além de impedir que sedimentos e outros nutrientes sejam entregues a jusante.

Naturalidade da cobertura do solo mede a quantidade da transformação da paisagem induzida pelo homem, usando um gradiente que varia desde completamente natural a completamente artificial (Angermeier 2000). Uma bacia em seu estado sem perturbação, com florestas e zonas úmidas intactas, geralmente mantém uma quantidade de água suficiente e de boa qualidade para sustentar a flora e a fauna nativas. A modificação de solos e cursos d'água pelo homem está associada a aumentos em cargas de poluentes (fonte não pontual da agricultura, fonte pontual de áreas urbanas e industriais), mudanças a regimes de infiltrações e desague e perdas de serviços reguladores (como a redução de enchentes, prevenção de erosões, purificação de águas e etc.).

Biodiversidade avalia mudanças potenciais no funcionamento do ecossistema pela medição de mudanças na biota constituinte, que são componentes integrais de ecossistemas de água doce. Os status e tendências da biodiversidade em uma bacia representam a saúde do ecossistema, com a redução de populações de espécies nativas e aumento de populações de espécies invasivas e indesejadas indicando um ecossistema em deterioração (Dudgeon et al. 2006). O indicador da biodiversidade é composto por mudanças no que segue:

Espécies em risco consistem de espécies aquáticas ou ripárias ameaçadas e espécies de interesse (como espécies-chave e espécies ‘guarda-chuva’) que serão afetadas pelas mudanças nas condições do habitat. A quantidade de tais espécies, a mudança nessa quantidade e suas tendências populacionais ao longo do tempo são de interesse aqui.

Espécies invasivas e indesejadas em lagos, cursos de água e na zona ripária indicam alteração antropogênica de condições ecológicas, por essas serem as circunstâncias que permitem que espécies exóticas se desenvolvam ao custo de espécies nativas. A quantidade e mudanças no número de espécies presentes, bem como suas tendências populacionais são de interesse.

2.3.2 Serviços Ecossistêmicos

Tabela 2. Indicadores de Serviços Ecossistêmicos

Indicadores Principais	Subindicadores
Provisão	Confiabilidade do abastecimento de água relativa à demanda Biomassa para consumo ¹
Regulação e suporte	Regulação de sedimentos Desvio das métricas de qualidade da água em relação a valores referência ² Regulação de inundações Exposição a doenças associadas à água
Cultural/estética	Locais de conservação/patrimônio cultural Lazer

1. Opcional; incluir dependendo das condições locais
2. Refere-se à capacidade do ecossistema de água doce de fornecer água nos padrões de qualidade esperados para diferentes setores.

Provisão mede os bens tangíveis/materiais providos por ecossistemas de água doce que são usados para o benefício humano.

Confiabilidade do fornecimento de água em relação à demanda é calculada como a demanda líquida de vários setores (municipal, industrial, agrícola, energia hidrelétrica), o ambiente e, onde relevante, as exigências de drenagem para a navegação, no que diz respeito à disponibilidade total de água doce. Este indicador considera a confiabilidade e variabilidade ou a sazonalidade do fornecimento de água doce em relação à demanda (Brown e Lall 2006; Grey e Sadoff 2007). A probabilidade de um ecossistema atender a demanda, depende de uma combinação de atributos do sistema, entradas e demandas, onde um sistema pode, por exemplo, ter abundância de água durante estações de chuva, mas apresentar deficiência em estações de seca.

Biomassa para Consumo mede a disponibilidade de atividades pesqueiras, alimento selvagem, fibras e outros materiais oriundos de sistemas de água doce para o consumo humano (TEEB 2011). A disponibilidade desses serviços ecossistêmicos depende da disponibilidade de quantidades adequadas e da qualidade da água doce, e pode muito provavelmente ser afetada por padrões sazonais de vazão (por exemplo, a produtividade das atividades pesqueiras pode ser afetada pela extensão de inundações de planícies aluviais).

Regulação e suporte mede os aspectos de regulação, manutenção e suporte de ecossistemas de água doce que oferecem benefícios às pessoas que vão além dos serviços de provisão (de Groot et al. 2002).

Regulação de sedimentos mede o grau no qual as bacias de drenagem regulam a erosão e controlam as dinâmicas dos sedimentos (transporte e depósito), bem como os nutrientes que podem estar ligados às partículas transportadas. Isto tem implicações importantes para a produtividade agrícola (especialmente de planícies aluviais) e no fornecimento de partículas a deltas, bem como de nutrientes a águas costeiras (Le et al. 2007). Por outro lado, altas taxas de erosão, assoreamento e sedimentação têm impactos negativos nas condições do habitat dentro do canal, na biodiversidade e na infraestrutura de rios (Ward e Stanford 1995).

O desvio das métricas de qualidade da água em relação a valores referência (regulação da água) indica a capacidade do sistema de água doce em fornecer água nos padrões de qualidade esperados para diferentes setores e, assim, poder ser usada como medida de referência do serviço regulador de filtração e purificação da água (de Groot et al. 2002).

Regulação de inundações mede a extensão na qual a condição e funcionamento de uma bacia de rio é danificada através da exposição a inundações (MEA 2005).

Exposição a doenças relacionadas à água (regulação de doenças) mede a prevalência de doenças relacionadas à água como a febre tifoide, cólera e infecção por parasitas (como esquistossomose e malária) (Prüss-Üstün et al. 2008). O risco de doenças pode ser aumentado por modificações aos habitats de água doce como a construção de represas, canalização e estagnação devido à vazão alterada e contaminação por lixo humano (Naiman e Dudgeon 2011; Dickin et al. 2013).

Os indicadores culturais e estéticos medem os valores culturais, estéticos, espirituais e outros valores socioculturais de um sistema de água doce, importantes para as pessoas (Daniel et al. 2012).

Locais de conservação/patrimônio cultural representam os recursos naturais relacionados à água, bem como de estruturas sob a proteção ou gestão formal para a ciência, cultura, religião ou outros valores (como Locais de Patrimônio Mundial, biodiversidade/parques nacionais). Isso representa a importância societal de recursos relacionados à água para valores culturais, religiosos, estéticos ou existenciais (TEEB 2011; Tengberg et al. 2012).

Lazer mede o grau no qual a água doce tem valor social na forma de oportunidades recreacionais e de turismo, como caminhadas, campismo, atividades náuticas, pesca etc. Essas podem ser medidas pelo número de turistas/visitas recreacionais a locais aquáticos ou a quantidade de receita gerada dentro de uma bacia por tais atividades.

2.3.3 Governança e Partes Interessadas

Tabela 3. Indicadores de Governança e Partes Interessadas

Indicadores Principais	Subindicadores
Ambiente favorável	Manejo de recursos hídricos Direitos ao uso de recursos Incentivos e regulações Capacidade financeira Capacidade técnica
Envolvimento das partes interessadas	Acesso a informações e conhecimento Envolvimento nos processos de tomada de decisão
Visão e governança adaptativa	Planejamento estratégico e governança adaptativa Mecanismos de monitoramento e aprendizado
Eficácia	Execução e conformidade Distribuição de benefícios de serviços ecossistêmicos Conflito relacionado à água

Ambiente favorável refere-se às restrições e oportunidades consagradas pela estrutura institucional existente (políticas, regulações, mecanismos de mercado e normas sociais) e à capacidade financeira e técnica disponível para a execução de mandatos (Moglia et al. 2011).

Manejo de recursos hídricos mede o grau no qual as instituições (formais e informais) são responsáveis pelo desempenho de funções de gerenciamento de recursos hídricos de monitoramento e coordenação, planejamento e financiamento, desenvolvimento e gestão da infraestrutura, bem como a resolução de conflitos (‘Global Water Partnership’, 2009). Alinhadas de perto com medidas de implementação do Manejo Integrado de Recursos Hídricos (IWRM, na sigla em inglês) (p. ex., WWAP, 2015), ela confirma que diversas entidades podem estar envolvidas no cumprimento dessas funções (Hooper, 2010).

Direito ao uso de recursos mede a coerência dos direitos existentes para o uso de recursos, incluindo a coexistência de direitos comuns e formais. Direitos de uso de recursos claros são reconhecidos como uma pré-condição ao uso eficiente de recursos escassos e como meio de evitar ou resolver disputas (Gleick, 1998). Direitos relevantes incluem aqueles que regem os diversos usos e usuários de águas de superfície ou subterrâneas, emissões de água e poluição, permissões de pesca e zoneamento de uso do solo para proteger cursos d’água (como zonas ripárias).

Incentivos e regulações medem a disponibilidade dos diferentes instrumentos de gestão, incluindo regulações de comando e controle convencionais, critérios de seleção de investimentos, incentivos fiscais e instrumentos baseados no mercado (pagamentos para serviços ecossistêmicos, comercialização de direitos à água). Em princípio, uma maior variedade de instrumentos resulta em maior flexibilidade e eficiência na maximização de benefícios sociais a um custo menor (Lemos e Agrawal 2006).

Capacidade financeira mede a lacuna de investimento em medidas de proteção de recursos hídricos, bem como a capacidade de profissionais capacitados de trabalhar em campos de manejo de recursos hídricos (Ivey et al. 2004). A lacuna de investimento se refere especificamente a alocações reais de orçamento versus as estimativas oficiais de investimento, necessárias para as redes de distribuição de água, tratamento e conservação de zonas úmidas e do ecossistema. Mesmo onde talvez haja disponibilidade de recursos financeiros, pode haver carência de pessoas qualificadas e adequadamente treinadas para realizar as funções de manejo de recursos hídricos descritas acima.

Capacidade técnica mede o número e nível de competência dos profissionais que trabalham no gerenciamento de recursos hídricos.

Envolvimento das partes interessadas se refere às interações das partes interessadas, sua habilidade de envolvimento em processos de tomada de decisões e o grau de transparência e responsabilidade que regem essas interações.

Acesso à informação e conhecimento mede o acesso (e adoção) que todas as partes interessadas têm às informações, incluindo dados sobre a quantidade e qualidade da água, manejo de recursos hídricos e documentos de desenvolvimento, bem como a informações financeiras relevantes. Mesmo onde há abundância de dados e informações, visando a eficiência, eles devem ser analisados e aplicados em processos de tomada de decisões, bem como tornados acessíveis (para agências, para os cidadãos etc.) de forma que sejam compreensíveis a várias partes interessadas (Burroughs 1999).

Envolvimento em processos de tomada de decisão mede o grau no qual todas as partes interessadas podem influenciar o ciclo de políticas e planejamento. O envolvimento pode ser avaliado de uma forma contínua onde a influência da parte interessada aumenta, a partir da comunicação unidirecional à consulta, representação e, eventualmente, codecisão e coprodução (OECD 2015). Aumento de engajamento está associado à aprimorada transferência de informações, planos e políticas mais objetivas e equitativas, maior transparência e responsabilidade, bem como conflitos reduzidos.

Visão e governança adaptativa visa medir a capacidade das partes interessadas em coletar e interpretar informações e, depois, usar essas informações para estabelecer metas para a bacia e se adaptar à mudança de circunstâncias.

Planejamento estratégico e governança adaptativa mede o grau em que as partes interessadas se envolvem no planejamento estratégico abrangente na escala da bacia ou sub-bacia e se elas têm capacidade de adaptar planos a novas informações ou mudanças de condições. Por exemplo, as metas específicas para o manejo integrado de bacias são articuladas em um plano de manejo de bacias hidrográficas e tais planos devem ter objetivos bem definidos, metas mutuamente acordadas e prioridades de desenvolvimento de recursos de longo prazo para fomentar a sustentabilidade de sistemas de água doce (Hooper 2010).

Mecanismos de monitoramento e aprendizado mede a adequação e adoção de programas de monitoramento e informação. Avaliações do status da água doce e tomadas de decisões sobre projetos de desenvolvimento de recursos hídricos devem privilegiar dados e informações que permitam a comparação ao longo do tempo (Pahl-Wostl et al. 2013). O monitoramento inclui as

propriedades físicas, químicas e biológicas dos recursos hídricos, em conjunto com dados socioeconômicos e financeiros relacionados à água.

Eficácia examina os componentes da governança sendo implementados e se eles estão levando aos resultados esperados. Aqui é aplicada uma definição restrita de eficácia que foca em indicadores chave de falhas da governança (Rogers e Hall 2003): lacunas de implementação, distribuição desigual de benefícios e a presença de conflitos relacionados à água.

Execução e conformidade considera o grau em que as leis são cumpridas e acordos são executados. Em muitas sociedades, há lacunas entre as leis e seu cumprimento, refletindo capacidade insuficiente ou falta de responsabilidade (e possivelmente a promoção de corrupção (Tropp 2007).

Distribuição de benefícios dos serviços ecossistêmicos mede o impacto das decisões sobre o gerenciamento de recursos hídricos, com atenção especial a populações vulneráveis, gêneros e comunidades dependentes de recursos. É um indicador aproximado de equidade, o qual é comumente atribuído a princípios da “boa governança”, mas sujeito a interpretações locais (UN-Water 2015; Pahl-Wostl 2015).

Conflito relacionado à água mede a presença de conflitos sobre serviços hídricos, incluindo alocação e tomadas de decisão divergentes, desenvolvimento da infraestrutura e acesso a recursos. Tensões entre partes interessadas, em especial em cenários transfronteiriços, podem ser esperadas quando ocorre a competição por serviços hídricos e interações complexas dentro de uma bacia. Um sistema de governança eficaz deve evitar que tensões virem conflitos (UN-Water 2013).

2.4 AGREGAÇÃO DO INDICADOR

O cálculo dos indicadores para uma bacia ou sub-bacia dependerá de modelos hidrológicos estabelecidos, conhecimento e dados locais, bem como de conjuntos de dados globais e pesquisas de partes interessadas (consulte as seções 4, 5 e 6 para obter os cálculos e fontes de dados recomendados). Uma vez que os valores dos indicadores estejam calculados, eles devem ser normalizados para uma escala comum (recomendamos de 0 a 100, sendo 100 mais “sustentável” e 0 menos “sustentável”).

A agregação ocorre em duas etapas: 1) Agregação espacial de indicadores individuais por diversas sub-bacias (onde relevante) para fornecer os valores de indicadores no nível da bacia e, 2) agregação de todos os indicadores no nível da bacia para fornecer o valor do índice para um determinado componente. Na primeira etapa, onde indicadores individuais avaliados no nível da sub-bacia são agregados para a escala da bacia, os valores de indicadores de sub-bacias devem ser ponderados de acordo com a proporção da área da sub-bacia que perfaz o total da área da bacia. Essas ponderações devem ser então normalizadas para somar 1. Em seguida, os valores da sub-bacia são agregados como a média ponderada geométrica ou aritmética de todas as sub-bacias para as quais o indicador foi avaliado.

Na segunda etapa, onde os indicadores são agregados no nível da bacia para formar um índice de componente, podem ser aplicados pesos a cada indicador para denotar maior ou menor importância da função do indicador para a avaliação da saúde da água doce na bacia. Há diversos métodos de atribuição de pesos, incluindo, mas não limitado a, elicitación por especialistas, Método Delfi (Brown 1968,

<http://www.rand.org/topics/delphi-method.html>) ou Processo de Hierarquia Analítica (Saaty 1990). Cada um dos métodos incentiva a participação das partes interessadas. Não é necessário aplicar pesos aos indicadores nessa etapa da agregação. Eles só devem ser aplicados se houver motivos fortes o suficiente para se acreditar que os indicadores têm papéis desproporcionais na medição da sustentabilidade da água doce. Em especial, enfatizamos que se tenha cuidado ao aplicá-los aos indicadores de Vitalidade do Ecossistema. Para esses indicadores, os pesos somente devem ser aplicados se houver evidência forte de que alguns processos ou atributos do ecossistema têm um papel maior no funcionamento do ecossistema. Esta é uma questão mais empírica do que subjetiva.

Os valores devem então ser agregados para fornecer uma tendência central (ou seja, a média aritmética ou geométrica), com o intuito de prover um índice separado para cada um dos três componentes de Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos, Governança e Partes Interessadas. Recomendamos o uso preferencial da média geométrica, ao invés da média aritmética, por esta ter a característica desejada de ser mais sensível a mudanças em diversos valores dos indicadores. Por exemplo, sob a média aritmética, uma mudança para melhor em um indicador pode ser compensada por uma mudança para pior em outro, resultando em nenhuma mudança no índice agregado. Sob a média geométrica, tal mudança seria refletida no valor do índice. Os índices não devem continuar a ser agregados aos três componentes, devido a diferenças em suas interpretações resultantes e métodos de avaliação. Por exemplo, recomendamos a condução de pesquisas para derivação de valores subjetivos para os indicadores de Governança e Partes Interessadas, onde os indicadores para a Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos devem ser baseados em dados empíricos e modelos, sempre que possível. Além disso, o tratamento separado dos índices para os três componentes pode destacar onde estão os maiores problemas ou os principais colaboradores para a sustentabilidade.

2.5 INTERPRETAÇÃO DE VALORES DO ÍNDICE

Valores altos por todos os três índices agregados são indicativos de um ecossistema de água doce mais sustentável (ou melhor saúde da água do que índices na extremidade inferior da escala. Mudanças temporais nos valores do índice após aplicação repetida refletem a melhoria na direção ou desvio da sustentabilidade da água. Tais mudanças também podem mostrar os efeitos de intervenções de manejo previstas para melhorar a entrega de serviços ou a saúde do ecossistema na análise do cenário. A utilidade de apresentar índices para cada um dos três componentes é esclarecer quais componentes estão funcionando melhor na direção da sustentabilidade da água e quais precisam de atenção mais aprofundada para melhorar a sua sustentabilidade geral.

Ao calcular esses índices individuais, uma avaliação de linha de base da saúde da água pode ser estabelecida, em conjunto com um mecanismo para destacar contrapartidas entre serviços e beneficiários, com probabilidade de ocorrer em qualquer escala ou local. Um apanhado das condições atuais oferece um panorama claro da saúde da água, o qual pode ser repetido ao longo do tempo, atualizando resultados e examinando cenários, tais como as intervenções previstas para melhoria da entrega de serviços ou saúde do ecossistema. Os indicadores também podem ser usados para avaliar cenários futuros de modificações do uso do solo, desenvolvimento da infraestrutura e mudanças climáticas, bem como outros fatores que ameaçam a função do ecossistema e entrega de serviços.

2.6 DOCUMENTAÇÃO

Todas as avaliações devem ser documentadas. Uma visão geral da bacia na forma de narrativa deve ser provida, descrevendo a classificação da bacia (consulte a Seção 3.1), serviços ecossistêmicos, estressores relevantes, principais partes interessadas e qualquer outra informação pertinente que esclareça o contexto da saúde da água e uso na bacia. Isso permitirá que as pessoas compreendam as principais questões da água na bacia e possam ajudar nas decisões de manejo. Valores para cada sub-indicador devem ser relatados (antes e após a normalização), em conjunto com os dados e modelos (onde relevante) usados para avaliar o indicador. Em casos onde não for possível avaliar o sub-indicador, as razões devem ser claramente expressas, por exemplo, se o indicador não for relevante para bacia ou não houver dados disponíveis para a bacia. A documentação clara do cálculo dos valores indicadores oferece a lógica por trás de um índice geral e, quando justificada, a lógica pode ser atualizada ou usada como a base para futuras avaliações. Nas seções 4, 5 e 6, há mais orientações sobre as expectativas de documentação específicas para cada indicador.

2.7 VISÃO GERAL DAS AVALIAÇÕES

Meses de 1 a 3

- Revisão dos conjuntos de dados existentes
- Estabelecer contato com colaboradores técnicos (p. ex, universidades, pessoal técnico de órgãos governamentais regionais).
- Revisão preliminar das partes interessadas dentro da bacia e esboço “teórico da mudança”.

Meses de 4 a 6

- Realização de cálculos iniciais de indicadores baseados em dados existentes
- Estabelecimento de colaborações técnicas para cálculo dos indicadores com dados locais
- Organização de uma ou duas reuniões técnicas com colaboradores para revisão dos resultados iniciais

Meses de 7 a 9

- Entrevistas com representantes/organizações de partes interessadas individuais para administrar o questionário da governança
- Fórum de consulta das partes interessadas para introdução do Índice de Saúde da Água
- Revisão dos cálculos dos colaboradores e cenários modelo

Meses de 10 a 12

- Preparação do relatório de avaliação e resumo da política
- Fórum de partes interessadas para discutir resultados
- Preparação do plano para colaboradores técnicos com o intuito de realização de avaliação subsequente (p. ex., em 3 a 5 anos)

3. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA

3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS ATRIBUTOS E CONTEXTO DA BACIA

A caracterização da bacia é uma primeira etapa importante para a compreensão das relações entre os ecossistemas, serviços ecossistêmicos e governança e para caracterizar os indicadores. Não há nenhum sistema de classificação de bacia hidrográfica mundialmente aceito. Com base nos componentes de Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos, Governança e Partes Interessadas, o seguinte detalhamento de características dominantes dos recursos de água doce, prioridades de manejo, implementação do MIRH (Manejo Integrado de Recursos Hídricos) e classes climáticas na Tabela 4, pode ser usado para classificar a bacia. Em muitos casos, é esperado que as classes dentro de cada categoria se sobreponham. Por exemplo, “Foco no consumo humano” e “Foco na geração de recursos” na categoria *Prioridade de Manejo* invariavelmente se sobreporão dependendo do contexto. Em tais casos, as subcategorias devem ser ordenadas, partindo da mais para a menos proeminente.

Tabela 4: Categorias e classificação da bacia

Categoria	Classificação	Lógica
A. Característica dominante do recurso de água doce	A1 Rio	A característica dominante do recurso hídrico na bacia influenciará diretamente os indicadores de “vitalidade do ecossistema” de um estudo.
	A2 Águas subterrâneas	
	A3 Lago	
	A4 Zona úmida	
B. Prioridade de Manejo	B1 Foco no consumo humano (especificar os setores)	A prioridade de manejo do órgão de implementação do Índice de Saúde da Água assim como as partes interessadas locais serão influenciadas fortemente pelas principais preocupações desses órgãos e pelos serviços ecossistêmicos que eles querem garantir. Bacias com “Foco no consumo humano” têm uma provisão prioritária de água e alimento para residentes dentro da própria bacia hidrográfica, enquanto que bacias com “Foco na geração de recursos” evocam primariamente razões econômicas para energia hidrelétrica, turismo, produção industrial e agrícola na bacia (p. ex., plantações na Indonésia). “Foco em eventos extremos” reflete a prioridade de manejo para administrar eventos extremos (como inundações).
	B2 Foco na geração de recursos (especificar os setores)	
	B3 Foco em eventos extremos (especificar os eventos)	
C. Nível da implementação MIRH	C1 Moderada a alta	Ações dos sistemas de governança e de partes interessadas impactam a sustentabilidade da água em uma bacia. O nível de implementação dos planos de MIRH pode indicar o alinhamento dos processos da governança e partes interessadas, com mecanismos para impulsão da sustentabilidade da água doce. Aqui, a classe C1 corresponde às pontuações > 3,5 do estudo para implementação MIRH da UNEP-DHI.
	C2 Não existente a baixa	

D. Classes climáticas	D1 Tropical	O clima fornece o contexto amplo da bacia hidrográfica, a tendência de ocorrência de eventos de condições climáticas extremas na região e a variabilidade no tempo e, portanto, a disponibilidade da água. As principais classificações de Koppen podem ser usadas para isso, hanschen.org/koppen/ .
	D2 Seco	
	D3 Temperado e ameno	
	D4 Neve	

A tabela 5 abaixo lista exemplos de bacias hidrográficas de cada tipo. Os mapas globais da [base de dados para Rios e Águas Subterrâneas](#) pode ajudar a identificar classes de bacias para a categoria A. A classificação sob as categorias C e D pode ser identificada a partir do [Status da base de dados da implementação do MIRH](#) e da [Classificação Climática de Koppen](#), enquanto que A e B podem ser refinadas a partir da investigação inicial da natureza e processos na bacia hidrográfica. Portanto, uma bacia hidrográfica pode ser classificada como uma entre 96 tipos (4x3x2x4), apesar de que algumas combinações serão inexistentes. A Bacia de Dongjiang, por exemplo, é do tipo [A1, B1, C1, D3]. Essas informações devem ser documentadas junto com um relato sobre os tipos de serviços ecossistêmicos, processos relevantes à governança da água e partes interessadas, e uma descrição do ecossistema e seus estressores, como forma sistemática de fornecer informações contextuais sobre a bacia. Conforme as avaliações são conduzidas ao redor do mundo, elas podem ser catalogadas de acordo com este sistema de classificação, para que os usuários possam identificar, aprender com elas, bem como comparar experiências com bacias em um contexto similar.

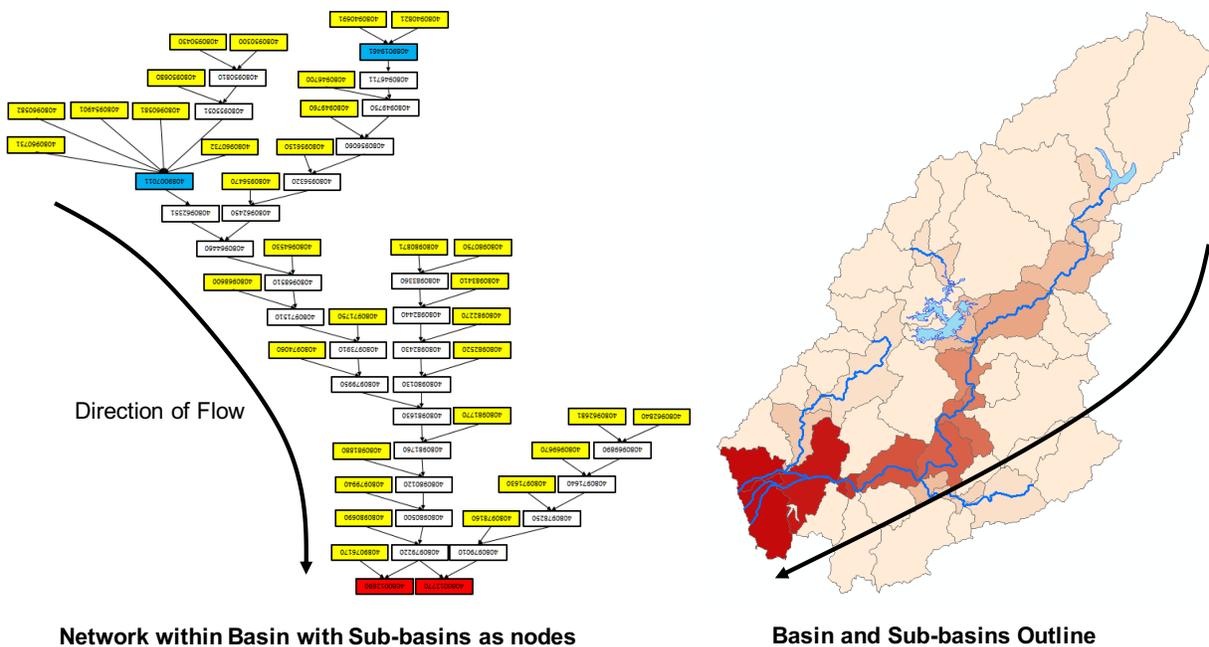
Tabela 5. Exemplos de classificações de bacias

Classificação	Exemplos
A1 Rio	Mekong (Transfronteiriça), Dongjiang (China)
A2 Águas subterrâneas	Pequenas nações insulares (Pacífico)
A3 Lago	Lago Vitória (África)
A4 Zona úmida	Everglades (EUA)
B1 Foco no consumo humano	Dongjiang (China)
B2 Foco na geração de recursos	Amazonas (transfronteiriço), pequenas bacias hidrográficas na Indonésia
B3 Foco em eventos extremos	Ciliwung (Indonésia)
C1 Moderada a alta	Elba (EU), Tamisa (Reino Unido)
C2 Não existente a baixa	Ganges (Índia), Indus (Paquistão)
D1 Tropical	Ciliwung (Indonésia), Amazonas (Transfronteiriço)
D2 Seco	Murray-Darling (Austrália)
D3 Temperado e ameno	Dongjiang (China)
D4 Neve	Os Grandes Lagos (América do Norte)

3.2 ESTRUTURA DE MODELAGEM DA BACIA

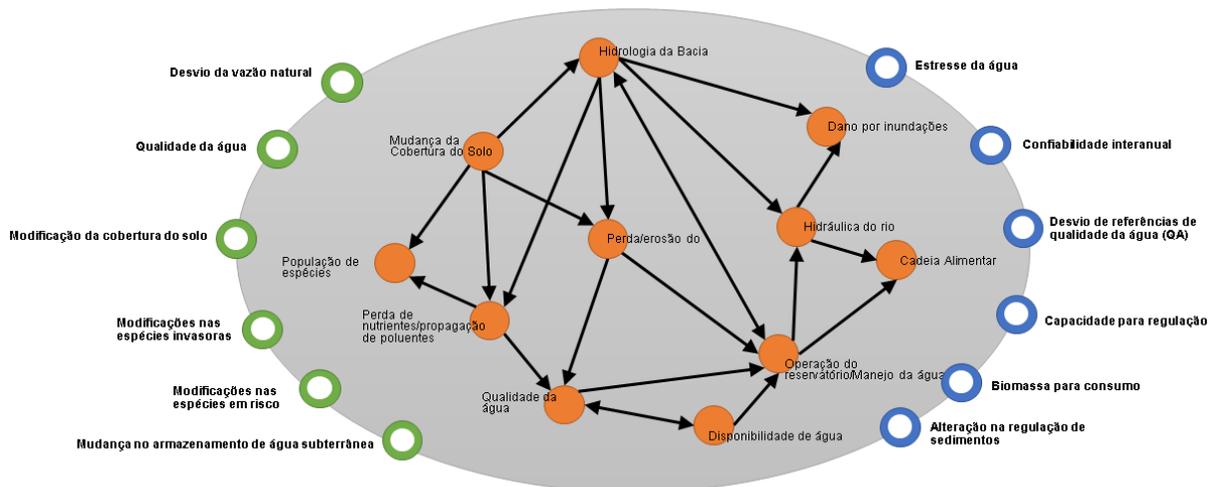
A realização de uma avaliação exigirá, não apenas a definição de uma escala espacial e temporal para a implementação (Seção 2.2), mas também a avaliação da distribuição e conexão entre os indicadores de interesse (listados na Seção 2.3.1 e 2.3.2) dentro da área de implementação. Para refletir a conectividade do fluxo a montante e a jusante, que controla os processos físicos dentro de uma bacia, o delineamento da bacia em uma hierarquia de sub-bacias baseada no relevo e rede de drenagem é uma representação apropriada da rede física que mantém a bacia. Os indicadores de interesse são então destinados ao cálculo e agregados a partir de informações disponíveis nesse nível da sub-bacia, se possível. A seleção do nível da sub-bacia é uma decisão subjetiva, com níveis mais altos de delineação permitindo o surgimento de um panorama mais detalhado de processos e contrapartidas operando dentro da bacia. Isso acarreta um esforço maior exigido para o monitoramento e modelagem de alta resolução para o cálculo dos indicadores. Um exemplo de uma demarcação simples, mas grosseira, seria demarcar a bacia em áreas a montante que contribuem para o escoamento e áreas a jusante dos pontos de abastecimento. Recomendamos o uso da base de dados HydroBASIN (Figura 2; Lehner e Grill, 2013) para a construção da rede de sub-bacias dentro da bacia.

Figura 2. A rede de drenagem para o canal do rio principal da Bacia de Dongjiang construída usando a base de dados HydroBASIN (nível 8 modificado). À esquerda, as sub-bacias sombreadas em vermelho escoam para o mar, as sombreadas em amarelo, não têm sub-bacias a jusante e, em azul claro, estão os dois reservatórios principais.



A rede de sub-bacias pode assim formar a base para o cálculo informado de modelos de processo dos indicadores de Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos. Muitos dos modelos considerados para o cálculo dos indicadores terão que necessariamente ser vinculados, devido à interdependência dos processos que eles modelam. A Figura 3 mostra uma possível rede de modelos cujos resultados são resumidos pelos indicadores de Serviços Ecossistêmicos e Vitalidade do Ecossistema. Embora esses vínculos entre processos possam não ser aparentes nos próprios indicadores, eles capturam algumas das contrapartidas diretamente quantificáveis dentro da bacia. A capacidade de ajustar essas contrapartidas em resposta a cenários será útil na identificação dos modelos e processos de monitoramento necessários para a avaliação do Índice de Saúde da Água.

Figura 3. Cadeia de modelos e indicadores. Os círculos verdes representam os indicadores de Vitalidade do Ecossistema e os círculos azuis, os indicadores de Serviços Ecossistêmicos.

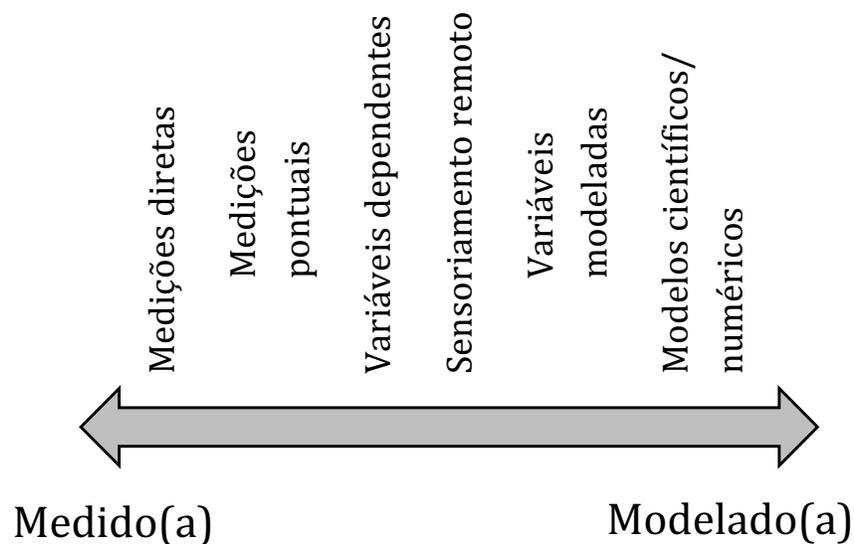


3.3 FONTES DE DADOS

Espera-se que os dados necessários para calcular os indicadores no nível de sub-bacias e bacias tenham origem em variadas fontes, combinando medições no local, informações de sensoriamento remoto e resultados modelados (Figura 4). Apesar da medição direta ou in-situ poder afirmar ter a vantagem de ser o valor “real” da variável sendo medida, dados assim exigem um trabalho intensivo para coletar e são espacialmente escassos. Informações obtidas por sensoriamento remoto, por outro lado, podem ter uma precisão de ponto mais fraca, mas oferecem uma cobertura maior e mais consistente, além da capacidade de identificar padrões espaciais e temporais. Dados de modelos numéricos ajudam a

preencher as lacunas da disponibilidade de dados “medidos” e fornecem informações sobre variáveis deduzidas ou derivadas, mas são dependentes da qualidade de informações inseridas e da caracterização dos processos complexos que estão tentando simular.

Figura 4. Fontes e tipos de dados. O gráfico varia desde dados empíricos coletados no campo até modelos científicos e numéricos que usam medições diretas ou de variáveis derivadas de sensoriamento remoto. Medições diretas são dados, normalmente, na forma de estimativas pontuais; no entanto, quando numerosos, esses pontos são coletados através do espaço e tempo (ou com relação a alguma outra variável), e podem ser usados para criar uma distribuição. Variáveis dependentes são funções matemáticas ou estatísticas simples de medições diretas. Os dados de sensoriamento remoto, normalmente precisam ser convertidos por meio de funções mais complexas ou de métodos estatísticos em uma métrica útil. Modelos científicos/numéricos se referem a modelos complexos que podem usar qualquer uma das formas de inserção de informações acima.



Supõe-se que cada bacia tenha seu próprio conjunto de fontes de monitoramento de dados e modelos com base em diversos fatores locais, regionais e globais – como a capacidade das autoridades locais, importância institucional para determinadas variáveis físicas (p. ex, a qualidade da água), dimensão da bacia sendo estudada, etc. A Tabela 6 oferece alguns exemplos de dados de sensoriamento remoto, junto com modelos hidrológicos, de águas subterrâneas, hidráulicos, de qualidade da água e de serviço ecossistêmico (entre outros), que podem ser relevantes ou usados por instituições na bacia. A adoção das diretrizes recomendadas nas Seções 5 e 6 pretende informar o usuário dos dados subjacentes necessários e permitir o cálculo dos indicadores.

Tabela 6. Fontes de dados locais e globais, modelos e métricas para avaliar os indicadores de Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos

Indicador Principal	Sub-indicador	Métricas/modelos	Conjuntos de dados e modelos locais e de zona	Conjuntos de dados e modelos globais e regionais
Vitalidade do Ecossistema				
<i>Quantidade de Água</i>	Desvio do Regime Natural da Vazão	AAPFD (Gehrke et al., 1995), Desvio Hidrológico (Ladson et al., 1999)	Medidores de vazão, modelos hidrológicos como SWAT, HSPF, GSFLOW, etc.	Instância calibrada de Modelos Hidrológicos Globais/Modelos de Superfície do Solo como VIC, WaterGAP, etc.
	Diminuição do armazenamento de águas subterrâneas	% da área afetada	Poços de monitoramento	Dados do satélite GRACE, estudos de subsistência do solo usando SAR
<i>Qualidade da água</i>	Índice da Qualidade da Água (TSS, TN, TP e outros)	Agregado do parâmetro com ausência de metas de QA (qualidade da água) com a frequência e quantidade na qual as metas não são atendidas.	Estação de monitoramento local, modelos de qualidade da água como QUAL, WASP, etc.	Parâmetros de qualidade da água MODIS e VIIRS
<i>Condições da bacia hidrográfica</i>	Modificação da margem	Percentual da margem/linha costeira modificada	Fotografia aérea	Imagens LandSAT e imagens SAR (como Sentinel 1)
	Conectividade de fluxos	Índice de Conectividade Dendrítica (Cote et al. 2009)	Fotografia aérea; base de dados do governo sobre locais de barragens e represas	Base de dados GRanD (Reservatórios e Barragens Globais)
	Naturalidade da cobertura do solo	Índice da naturalidade baseado na cobertura do solo, escala de 0 a 100	Fotografia aérea, pesquisa local para uso do solo	Cobertura do solo MODIS, base dados de Modificações das Florestas Mundiais, produtos de

				cobertura de solo ESA CCI
<i>Biodiversidade</i>	Modificação da abundância e tamanho de população de espécies em risco	% da mudança no número de espécies e abundância	Pesquisa local	Lista Vermelha da IUCN, listas de espécies ameaçadas nacionais e regionais, Base de dados da Dinâmica Populacional Global, Base de dados das Espécies Invasoras Mundiais
	Mudanças na abundância e tamanho de população de espécies invasoras e indesejadas	% da mudança do número de espécies e abundância		
Serviços Ecossistêmicos				
<i>Provisão</i>	Confiabilidade do abastecimento de água relativa à demanda	Agregado de locais afetados, frequência e amplitude da lacuna entre o abastecimento e a demanda de água	Registros de regulação do governo, modelos de abastecimento e demanda de água como o WEAP	Informações sobre a disponibilidade da água de Modelos Hidrológicos Globais/Modelos de Superfície do Solo. Estimativas de demandas baseadas em mudanças da mistura do solo, evapotranspiração, etc., (Nazemi e Wheeler, 2015)
	Biomassa para consumo	Quantidade de produção ou área contribuindo para a biomassa, frequência e amplitude da lacuna entre o abastecimento e a demanda de biomassa	Dados de monitoramento local	N/A

<i>Regulação e Suporte</i>	Regulação de sedimentos	Agregados de áreas afetadas, frequência e quantidade de mudanças no depósito de sedimentos e limites de erosão	Registros de operação e regulação do reservatório, modelos hidrológicos, modelos de serviço ecossistêmico como InVEST, ARIES	Imagens LandSAT ou outras imagens de alta resolução; pesquisas SAR
	Regulação de qualidade da água	Agregado do parâmetro com ausência de metas de QA (qualidade da água) com a frequência e quantidade na qual as metas não são atendidas.	Estações e autoridades de monitoramento local	Parâmetros de qualidade da água MODIS e VIIRS
	Regulação de inundações	Agregados de locais afetados, frequência e amplitude de inundações comparada à demanda	Modelos hidrológicos e modelos hidráulicos como HEC-RAS, etc.	Mapeamento Global de Inundações, modelos globais de risco de inundações (Ward et al, 2015)
	Regulação de doenças	Agregado de áreas afetadas, taxa de incidentes e índices de mortalidade	Monitoramento local e autoridades; abordagem de modelagem WADI	Recursos como os atendidos pela WHO, Rede de Doenças Infecciosas e Epidemiologia Global (GIDEON, na sigla em inglês), modelos globais generalizados de Yang et al (2012)
<i>Cultural</i>	Locais de conservação/patrimônio cultural	Área (pode ser ponderada pelo valor obtido)	Registros de regulação governamental	Base de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas
	Lazer	Dias de uso-pessoa ou custos de viagem	Pesquisa local	Fotografias georreferenciadas de sites de mídias sociais

3.4 INCERTEZA

3.4.1 Tipos de incerteza

A incerteza em avaliações de indicador pode se manifestar de diversas formas, incluindo, mas não se limitando a, erros de medição e sistemáticos em dados, variabilidade natural, conjuntos de dados faltantes ou incompletos, representação simplificada de processos complexos em modelos usados para quantificar indicadores e interpretações subjetivas da linguagem usada para definir os indicadores (como ambiguidade, imprecisão ou falta de especificidade; Regan et al. 2002). Talvez a fonte mais grave de incerteza, ao avançar com uma avaliação dos indicadores, são conjuntos de dados faltantes ou incompletos. Em casos onde os dados estiverem faltando para diversos indicadores dentro de um componente, será preciso tomar uma decisão sobre continuar com a avaliação. Recomendamos que, se mais de 40% dos indicadores dentro de um dos três componentes não puder ser avaliado devido à falta de dados, não seja realizada a agregação dos indicadores em um índice para esse componente. No entanto, incentivamos a avaliação de indicadores para os quais há dados disponíveis, pois isso pode fornecer informações úteis sobre a mudança de determinados aspectos da bacia. A falta de dados dentro de um dos componentes (Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos ou Governança e Partes Interessadas) não deve impedir a avaliação do indicador e a agregação em índices para os outros componentes, se houver dados para tal. Como não recomendamos a agregação pelos três componentes, a não avaliação e agregação de todos os indicadores em um componente não deve inviabilizar a avaliação dos outros.

Erros de medição provavelmente serão a próxima maior fonte de incerteza. Eles resultam da falta de informações precisas sobre as quantidades usadas nas avaliações do indicador. Também pode ser devido a imprecisões nos valores estimados ou falta de conhecimento. Erros de medição podem ser reduzidos ou eliminados pela aquisição adicional de dados (Regan et al. 2002) e, assim, devem ser anotados sempre que possível e viável. A variabilidade natural surge de diferenças em parâmetros ou valores de indicadores ao longo do tempo, espaço e outras variáveis dependentes (como inclinação). Isso afetará os valores indicadores de uma bacia. Por exemplo, uma fonte de poluição terá efeitos maiores a jusante e talvez nenhum efeito a montante. A incerteza semântica surge da imprecisão, ambiguidade ou falta de especificidade na definição de termos nos indicadores ou a falta de consistência em diferentes interpretações de avaliadores dos mesmos. Apesar de tentativas para criar definições claras e exatas dos indicadores, em alguns casos isso não é possível sem a perda de generalidade necessária para a ampla aplicabilidade.

3.4.2 Representação da incerteza

Para casos onde os dados estão faltando para mais de 40% dos indicadores dentro de um ou dois componentes, recomenda-se que os valores dos indicadores não sejam agregados em um índice geral para o componente relevante à bacia. Quando houver dados disponíveis para 60% ou mais dos indicadores dentro de um componente (por exemplo, para Vitalidade do Ecossistema, Serviços Ecossistêmicos ou Governança e Partes Interessadas), e se não mais do que um indicador principal puder ser avaliado, é apropriado agregar indicadores em um índice geral usando os métodos descritos acima. Em casos onde um indicador principal for omitido da avaliação, isso deverá ser o resultado de uma decisão de consenso pelas partes interessadas relevantes e baseada numa genuína falta de dados. É preciso tomar cuidado para que, ao calcular a média dos indicadores, somente aqueles que podem ser avaliados sejam incluídos no número total de indicadores. Por exemplo, se 7 entre 10 indicadores

puderem ser avaliados, o valor do índice agregado deverá ser uma média dos 7 indicadores avaliados, sem referências aos 10 originais na lista de indicadores para o componente. Além disso, se forem usados pesos para denotar maior ou menor importância dos indicadores para a saúde da água doce na bacia, eles devem ser normalizados pelos indicadores, para os quais os dados estão disponíveis e não a lista completa de indicadores. Em casos assim, uma pontuação de incerteza deve acompanhar o índice agregado para o componente relevante. A pontuação de incerteza é o número de indicadores faltantes do índice dividido pelo número total de indicadores possível para o componente (Alessa et al. 2008).

A variabilidade total é acomodada, em parte, pela subdivisão da bacia em sub-bacias. Muitos indicadores dentro dos componentes Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos são então calculados na escala da sub-bacia e agregados para fornecer o valor indicador para toda a bacia. Nesses casos, o mesmo método de agregação de indicadores para o componente da bacia deve ser aplicado pela agregação do indicador nas sub-bacias.

O erro de medição e a variabilidade natural também podem ser representados pela especificação de uma melhor estimativa e limites superiores e inferiores no indicador ou nos parâmetros utilizados no cálculo do indicador. A variação plausível pode ser estabelecida usando diversos métodos – por exemplo, com base em intervalos de confiança, percentuais sobre distribuições de valores sujeitos à variabilidade, a opinião de um único especialista ou a visão consensual de um grupo de especialistas. O método usado deve ser declarado e justificado na documentação da avaliação. A análise do intervalo deve então ser usada para calcular o indicador (em casos onde os parâmetros em um cálculo de indicador são representados como intervalo) ou na agregação de indicadores representada como intervalos (Moore 1966). Quando o indicador e índices concomitantes forem representados como intervalos, a avaliação deve ser baseada na tendência central (ou seja, valores dependendo das melhores estimativas), mas relatada dentro dos limites plausíveis resultantes. A representação de dos valores de indicadores como uma melhor estimativa entre os limites superiores e inferiores será importante em situações onde o valor de indicador está próximo a um limite ou objetivo, como, por exemplo, limites para a qualidade aceitável da água para consumo humano. Se a melhor estimativa ou tendência central para a concentração de um contaminante relevante estiver pouco abaixo do limite aceitável (por um determinado padrão), isso daria ao indicador um valor que estaria no extremo mais sustentável da escala. No entanto, se os limites confiáveis superiores e inferiores na concentração ultrapassarem o limiar, isso enfraqueceria a evidência de concentrações em conformidade com o limite. É importante sinalizar casos assim e melhorar as avaliações coletando mais dados para reduzir o intervalo de valores e/ou iniciar o manejo para redução ainda maior da concentração.

4. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DOS INDICADORES DE VITALIDADE DO ECOSISTEMA

Para cada indicador, são fornecidas as seguintes informações/orientações:

- **Escala de Cálculo:** Identifica a escala espacial a qual é aplicada no cálculo do indicador.
- **Referência:** Publicações (quando disponíveis) que apoiam a metodologia por trás do cálculo do indicador
- **Tipo/Classe de informação necessária:** Lista os tipos de dados necessários para realização do cálculo do indicador. Essa lista deve ser cuidadosamente considerada antes de iniciar os cálculos e os melhores dados informativos disponíveis devem ser identificados.
- **Fonte sugerida para exigência 'mínima' de dados:** Especifica as fontes potenciais para o mínimo de dados necessários para o cálculo do valor do indicador.
- **Etapas para o cálculo:** Exemplo do processo de cálculo supondo acesso somente ao requerimento mínimo dados; atua como processo padrão de cálculo que pode ser usado. Em casos onde dados locais de melhor qualidade estão disponíveis e podem ser incorporados pela modificação ou alteração do procedimento de cálculo, isso deve ser feito.

Para cada indicador calculado e para diferentes dados usados para isso/versões de cálculo, etc., a planilha [Metadado_[NomeDoIndicador]_[Data]_[versão].docx] é fornecida para registro dos metadados.

4.1 QUANTIDADE DE ÁGUA (WQT)

4.1.1. Desvio do regime natural da vazão (DvNF)

Escala de cálculo:	Sub-bacia, agregada à bacia;
Intervalo do resultado:	100 indica perto de condições naturais e 0 indica desvio alto; 100 a 80: Indica o padrão sazonal e a magnitude da vazão/níveis se assemelha ao regime de vazão natural; 80 a 50: Vazão regulada, a qual tem a probabilidade de manter o padrão sazonal, no entanto, magnitudes (especialmente nos pontos de pico e de baixa) mostram o desvio marcado do regime de vazão natural; Abaixo de 50: Indica desvio significativo no padrão sazonal e magnitudes do regime de vazão natural.
Referência:	Ladson et al (1999), Gehrke et al. (1995), Gippel et al (2011)
Tipo/Classe de informação necessária:	Dados de vazão mensais sob condições atuais e condições naturais para o mesmo período
Fonte sugerida para o mínimo de dados para permitir o cálculo:	Dados de vazão mensal modelados para 5 anos com/sem todas as modificações na bacia

Etapas para cálculo do indicador:

1. *Opção 1 - Proporção anual alterada de desvio de vazão (Gehrke et al. 1995, Gippel et al 2011):*

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

Onde, m_i são os dados de vazão mensal acumulando para as condições atuais, n_i é a vazão natural modelada para o mesmo período. p é o número de anos e \bar{n}_i é vazão de referência média para o mês i por p anos (nota: em riachos efêmeros isso deve ser alterado para incorporar a vazão média anual para evitar valores extremamente altos). Os valores são normalizados como descrito a seguir, usando limites relatados em Gehrke et al. 1995 e Gippel et al 2011:

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

Em caso de lagos, os dados de vazão mensal podem ser substituídos por dados de “nível” (consulte Liang et al. 2015, como exemplo).

2. *Opção 2- Desvio Hidrológico (Ladson et al, 1999):*

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

Onde, m_i são os dados de vazão mensal acumulada para as condições atuais e n_i é a vazão natural modelada para o mesmo período.

Baseado nos estudos de riachos regulados na Austrália, Ladson et al. (1999) atribuíram classificações dentro de limites inferiores e superiores de 20% e 65% respectivamente. Nós usamos esses limites para normalizar o desvio hidrológico, como segue:

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

4.1.2 Redução do armazenamento de águas subterrâneas (GwSD)

Escala de cálculo:	Sub-bacia ou bacia
Intervalo do resultado:	100 indica nenhuma redução do armazenamento de águas subterrâneas; 0 sinaliza redução ampla
Referência:	Vrba e Lipponen (2007)
Tipo/Classe de informação necessária:	(1) Dados do nível de Águas Subterrâneas (GW) (2) Informações sobre extração de Águas Subterrâneas
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Identificar/delinear as áreas de redução potencial de GW usando as informações dos estudos de Subsidência do Solo GRACE, áreas identificáveis com exploração pesada de Águas Subterrâneas;

Etapas para cálculo do indicador:

1. Identificar áreas com um problema potencial de redução de GW:

As áreas com potenciais problemas de esgotamento podem ser identificadas pelos seguintes métodos (de acordo com Vrba e Lipponen (2007)):

- **Áreas com alta densidade de poços de produção:** Reduções do nível de águas subterrâneas são fortemente associadas a um aumento dos custos de bombeamento ou perda de nascentes ou rendimentos de produção, o que pode indicar a redução de águas subterrâneas em áreas onde muitos poços estão explorando um aquífero. Duas alternativas para a identificação de declínios de nível da água são: 1) detectar uma tendência decrescente consistente e gradual do nível da água de uma rede de monitoramento de poços (quando disponível) ou, 2) comparar o nível da água subterrânea em poços perfurados em diferentes momentos (ou seja, comparar a evolução do nível da água usando poços nas proximidades, mas perfurados em diferentes momentos: os de 1960, 1970, etc.). Para a última alternativa, é fundamental ter um inventário do poço, que possa fornecer informações sobre sua construção e parâmetros hidráulicos do aquífero. (em bacias suficientemente grandes, os dados GRACE podem ajudar a estabelecer a redução).
- **Mudança da vazão de base:** Em muitas áreas, rios e outros corpos de água de superfície recebem uma proporção importante de sua água da vazão de base de águas subterrâneas. A redução drástica do fluxo de águas subterrâneas e a perda da vazão de base pode ser associada ao esgotamento das águas subterrâneas. Nesse caso, o monitoramento da vazão fluvial é importante. Uma indicação indireta da redução da vazão de base pode ser estabelecida quando a vegetação freática ou zonas úmidas sofrem alterações notáveis.
- **Modificação das características da qualidade das águas subterrâneas:** Apesar das propriedades físico-químicas da água poderem variar pelo aquífero, em condições de exploração regular, alterações drásticas na qualidade das águas subterrâneas não são esperadas (incluindo a composição isotópica estável). Portanto, mudanças na idade e origem das águas subterrâneas em locais específicos do aquífero, podem ser indicações de redução das águas subterrâneas.
- **Subsidência do solo:** Em algumas localidades, a exploração de águas subterrâneas de sistemas de aquífero densamente sedimentados tem sido acompanhada por subsidência de solo significativa. Nesse caso, a subsidência do solo pode ser usada como um indicador direto de exploração não sustentável de águas subterrâneas.

De acordo com as notas de Vrba e Lipponen (2007), deve-se tomar cuidado ao avaliar a redução de GW, por essa estar também sujeita a flutuações naturais e sazonais da influência das condições climáticas e características do aquífero. Algumas vezes, a redução do armazenamento de águas subterrâneas pode também estar associada a uma longa evolução transiente, de um estado estável a outro, e não representa necessariamente um problema de exploração insustentável de um aquífero. O problema mais difícil em aquíferos que estão sujeitos à exploração é diferenciar reduções permanentes e regionais somente a partir de interferências temporais e locais, causadas pela proximidade de poços de produção.

2. *Calcular a GwSD como:*

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

Onde a é a área onde problemas de esgotamento foram identificados, e A é a área da sub-bacia/bacia sendo estudada.

4.2 QUALIDADE DA ÁGUA (WQL)

Escala de cálculo:	Bacia/sub-bacia
Intervalo do resultado:	100 a 95 indica excelente qualidade da água; 80 a 94 indica boa qualidade da água; 79 a 65 indica razoável; 64 a 45 <45 indica qualidade fraca da água
Referência:	Índice Canadense de Qualidade da Água (CCME 2001)
Tipo/Classe de informação necessária:	Séries de tempo e concentrações de sólidos totais em suspensão (TSS), Nitrogênio total (NT), Fósforo total (TP) e de outros poluentes de interesse
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Os dados exigem informações locais de observações ou modelos para no mínimo 4 poluentes, com pelo menos 4 pontos de dados cada

Etapas para cálculo do indicador:

1. *Medida/modelo para obter a estimativa:*

Valores calculados para os 3 “parâmetros essenciais” (SS medido como turbidez, TP e TN) e um parâmetro local adicional importante. Cada parâmetro considerado precisa atender a um objetivo, na forma de um limite ou intervalo abaixo ou dentro do qual o valor medido deve estar. Apesar do limite poder ser atribuído de acordo com o contexto local (por exemplo, efeitos em espécies sensíveis ou processos do ecossistema) pelo usuário, valores iniciais podem ser preenchidos com base nas recomendações da UNEP (UNEP 2007; UNEP 2008b), como:

Parâmetro	Intervalo recomendado
Sólidos em suspensão (medidos como turbidez)	<5 NTU
Nitrogênio total	< 2 mg/L – 6mg/L
Fósforo total	< 10 µg/L – 40 µg/L

Os intervalos relatados aqui refletem as diferenças entre tipos de ecossistema, com a intenção de que os usuários apliquem um limite dentro desse intervalo. Valores inferiores a esse limite selecionado são então considerados como atendendo o objetivo. Como alternativa, os limites derivados de dados baseados no ecossistema para nitrogênio total e fósforo total para um estudo de case australiano na tabela abaixo podem ser usados como padrões da mesma forma (Hart et al. 1999). No entanto, sugerimos aos usuários consultarem Hart et al. (1999), CCME (2002), UNEP (2007) e UNEP (2008b) para determinar se os limites padrão apresentados em cada tabela são apropriados para o contexto específico. Os limites devem ser escolhidos por serem os mais apropriados para o contexto, e não porque eles fornecerão um valor favorável ao indicador.

Tipo de ecossistema	TN (mg/L)	TP (µg/L)
Planície fluvial	1,60	37
Relevo fluvial	0,34	35
Lagos e reservatórios de água doce	0,44	50
Estuários	0,08	45
Costal e marinho	0,35	55
Zonas úmidas	Nenhum dado	Nenhum dado

2. Escala e agregado:

Usar o método do Índice Canadense de Qualidade da Água. Consulte a Calculadora WQL para obter detalhes.

4.3 CONDIÇÕES DA BACIA HIDROGRÁFICA

4.3.1 Conectividade de fluxos

O Índice de Conectividade Dendrítica Combinada (cDCI) mede a conectividade longitudinal da rede hidrográfica para as espécies de peixes potádromos e diádromos.

Índice de Conectividade Dendrítica Combinada (cDCI)

Escala de cálculo:	Valor único por bacia
Intervalo do resultado:	100 indica rio de vazão livre e 0, rio altamente fragmentado. Veja a Figura 6 para uma ilustração gráfica de valores para um rio hipotético
Referência:	Baseado em Cote et al. (2009)
Tipo/Classe de informação necessária:	(1) Camada GIS da rede hidrográfica (2) Localização de barreiras/estruturas no rio (barragens, etc.) (3) Medida de “transitabilidade” de cada estrutura em ambas as direções, a montante e a jusante, para peixes (4) Informações sobre se o índice está sendo calculado quanto ao impacto a espécies de peixes potádromos (migrações dentro da água doce) e/ou diádromos (migrações entre a água marinha e doce)
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	(1) Rede fluvial HydroBASIN com correção manual na saída da bacia (2) Dados SAR para a localização manual de estruturas e/ou base de dados Reservatórios e Represas Mundiais (GRanD)

Etapas para cálculo do indicador:

1. *Identificar e geolocalizar barreiras fragmentando a rede fluvial:*

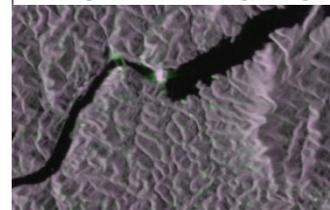
Isso pode ser compilado a partir de bases de dados de agências locais e/ou mundiais (se não houver informações locais disponíveis). A imagem à direita mostra dados SENTINEL-1 SAR, os quais podem ser usados para identificar manualmente as “obstruções” que aparecem como pedaços claros na água, em relação à rede fluvial (escura).

2. *Atribuir o valor de “transitabilidade” para cada estrutura:*

Isto será baseado em informações locais. Cote et al. (2009) atribuir um valor de transitabilidade associado às barreiras, p , que varia entre 0 a 1. Esse valor depende dos atributos físicos (p. ex., a altura da barragem), químicos e/ou hidrológicos (taxas de vazão, que variam temporalmente) da barragem, assim como a biologia do organismo em questão (que pode variar por espécie, idade, etc.).

Nota: Na ausência de dados, de acordo com Clarkin et al. (2005), atribuímos, a cada barragem, um valor de transitabilidade binário. Ou seja, uma barragem atende ($p=1$) os critérios de transitabilidade designados para peixes, ou não ($p=0$). Começamos com $p=0$ para todas as estruturas e permitimos que o usuário mude isso para $p=1$. Em estágios posteriores, a funcionalidade pode incluir também valores intermediários, se considerado útil.

Figura 5. Imagem SENTINEL 1 SAR de uma barragem em Dongjiang.



3. *Impacto em espécies de peixes potádromos:*

Para estruturas ($n-1$) com $p=0$, dividindo o rio em n fragmentos, o DCI_p é calculado como:

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

onde, L é o comprimento total do rio, e l_i é o comprimento do fragmento i°

4. *Impacto em espécies de peixes diádromos:*

Para estruturas ($n-1$) com $p=0$, dividindo o rio em n fragmentos, o DCI_d é calculado como:

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

onde, L é o comprimento total do rio e l_i é o comprimento do fragmento mais perto da foz do sistema fluvial.

5. *Combinar:*

Por fim, o cDCI pode ser calculado como:

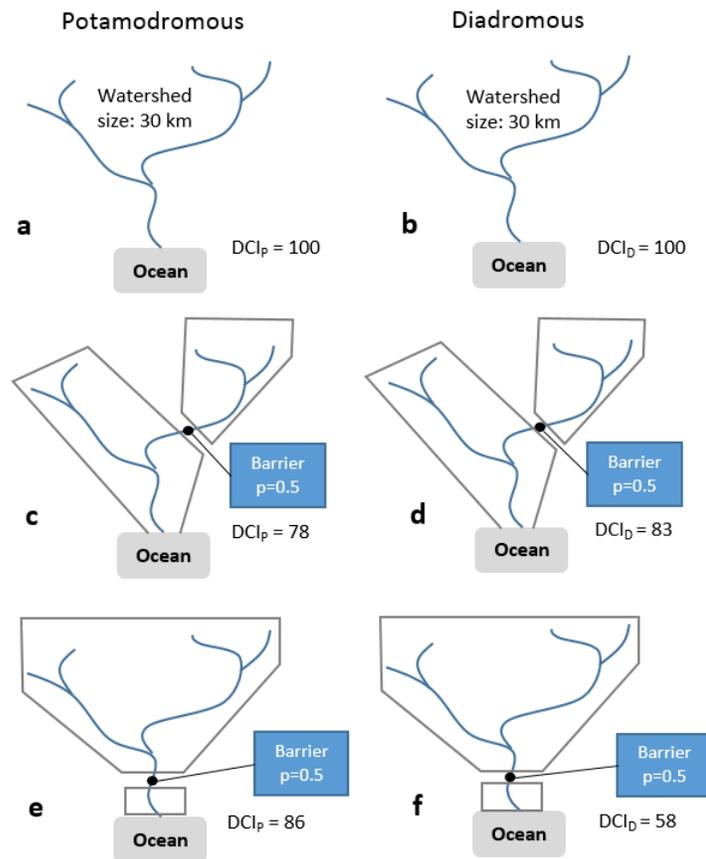
$$cDCI = \left(\frac{w_p DCI_p + w_d DCI_d}{w_p + w_d} \right) * 100$$

onde os pesos w_p e w_d dependem da natureza das espécies de peixe no sistema de água doce.

Notas: 1) Coeficientes sugeridos para (w_p , w_d) são (1,0) para sistemas predominantemente potádromos; (0,1) para sistemas predominantemente diádromos.

2) Para grandes sub-bacias, como o sistema transfronteiriço 3S (os rios Sesan, Sre Pok e Sekong, que abrangem o Camboja, Lao ODR e Vietnã), os quais contêm espécies potádromas, as espécies de peixes que migram a montante do canal principal do Mekong serão afetadas por obstáculos à conectividade da mesma forma que as espécies diádromas. Portanto, o cálculo do DCI_d será apropriado.

Figura 6. O cálculo do DCI_p e DCI_d para uma rede fluvial hipotética com uma barragem tendo p em ambas as direções como 0,5. (Fonte: Cote et al. 2009)



4.3.2 Modificação da margem

A Modificação da Margem mede a conectividade lateral; como aproximação, focamos no percentual de canais fluviais (também pode incluir margens de lagos) afetados pela modificação humana, como canalização ou barramento da costa.

Percentual do Canal afetado pela Modificação (pCM)

Escala de cálculo:	Sub-bacia; agregado para um valor único por bacia
Intervalo do resultado:	100 indica nenhuma modificação e 0, altamente modificada
Referência:	Nulo
Tipo/Classe de informação necessária:	(1) Camada GIS da rede hidrográfica (2) Localização de estruturas ao longo do rio, incluindo diques, barragens, canalização, etc.
Fonte sugerida para o "mínimo" de dados para permitir o cálculo:	(1) Rede fluvial HydroSHEDS/HydroBASINS com correção manual na saída da bacia (2) Imagens LandSAT quando apropriado (3) O Aqua Monitor: http://aqua-monitor.appspot.com/ pode ser útil

Etapas para cálculo do indicador:

1. *Atribuir/Calcular o percentual do comprimento modificado para cada sub-bacia:*

Se dados locais sobre barragens, diques, canalização, retirada de obstruções de dentro riachos para navegação, extensão do reservatório e etc., estiverem disponíveis, então, para cada sub-bacia, o percentual do comprimento afetado pode ser calculado (0 para perto do natural, 1 para totalmente canalizado). Caso contrário, a seguinte matriz de decisão pode ser usada, com base na inspeção visual de imagens LandsAT para o ano sendo auditado:

Inspeção visual de imagens para cada canal na sub-bacia	Pontuação (pCM _i)
Quase nenhuma modificação visível próxima ao corredor ripário natural	0
Alguma modificação é visível, incluindo áreas agrícolas/urbanas atingindo a margem do rio. Mas o comprimento afetado é claramente menor que a metade do comprimento do canal	0,25
Modificações são visíveis, praticamente metade do canal na sub-bacia está afetada	0,5
Seções grandes do canal estão claramente modificadas, mas algumas partes de seções naturais permanecem	0,75
A maior parte do canal na sub-bacia está modificada; o corredor ripário natural está totalmente ausente e todas as margens do rio foram afetadas pelo uso humano	1

Sub-bacias que são predominantemente lagos/reservatórios devem ser excluídas desse cálculo.

2. *Agregado com base no comprimento do canal:*

Pontuações dentro de uma sub-bacia podem ser calculadas como:

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

onde, L é o comprimento da rede fluvial, l_i é o comprimento do i . enésimo fragmento do rio e pCM_i é a pontuação apropriada da tabela diretamente acima para o i . enésimo fragmento do rio.

4.3.3 Naturalidade da cobertura do solo (LCN)

O Índice da Naturalidade descreve o estado e tendência do uso/cobertura do solo (LULC, na sigla em inglês) dentro da bacia, de acordo com a quantidade presente de transformação induzida pelo homem. Uma bacia em seu estado sem perturbação, com florestas e zonas úmidas intactas, geralmente mantém uma quantidade de água suficiente e de boa qualidade para sustentar a flora e a fauna nativas. A naturalidade existe em um gradiente que abrange desde completamente natural a completamente

artificial ou dominado pelo homem (Angermeier, 2000). A modificação humana de solos e cursos d'água está associada a aumentos em cargas de poluentes (fonte difusa da agricultura, fonte pontual urbana e industrial), mudanças a regimes de infiltrações e escoamento e perdas de serviços reguladores (redução de inundações, prevenção de erosões, purificação de águas). O Índice de naturalidade é, portanto, um indicador de referência para o grau no qual essas funções de ocorrência natural estão preservadas dentro da bacia. Ele é baseado em esforços similares para categorizar e quantificar esse gradiente em paisagens, como o Índice de naturalidade de Machado (2004) e a escala de hemerobia hvb (Sukopp, 2004; Paracchini e Capitani, 2011; Walz e Stein 2014). Investigações mais detalhadas de tipos de LULC específicos, como a conversão de florestas em agricultura, podem ocorrer em uma etapa secundária e calculadas usando os mesmos dados.

Escala de cálculo:	Sub-bacia; agregado para um valor único por bacia
Referência do indicador (se alguma):	Baseada em métodos de índice de naturalidade descritos em Machado (2004)
Informações necessárias:	(1) Dados de cobertura do solo (arquivo raster ou shapefile) de pelo menos 2 períodos para derivação da mudança (ou seja, 2010 e 2015) (2) Tabela de classificação do Grau de Naturalidade (3) Shapefile da sub-bacia
Fontes sugeridas para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	(1) Cobertura do solo do ESA CCI (2000, 2005, 2010, resolução de 300 m); Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI, na sigla em inglês)

Etapas para cálculo do indicador:

1. *Revisar e analisar novamente os coeficientes de naturalidade:*

A tabela de classificação do Grau de Naturalidade (Deg_of_N.csv) contém descrições dos tipos de LULC, assim como práticas culturais (como irrigação) que correspondem aos pesos de “naturalidade” em uma escala de 0 a 100. Subclassificações são sugeridas com base em três fatores:

- **Gestão do ciclo da água:** alteração manual da vazão e/ou uso de água para manter um tipo de uso do solo em particular
- **Poluição:** poluentes químicos e físicos entrando no ciclo da água local devido a práticas culturais, como o uso de fertilizantes e pesticidas, e o aumento do escoamento do solo oriundo de áreas agrícolas, assim como o escoamento urbano e cargas de águas residuais de fontes pontuais de áreas urbanas e industriais
- **Características da vegetação:** grau de vegetação nativa e permanência da cobertura vegetativa

O coeficiente proposto inclui intervalos de valores para ajudar a realçar as transições de sistemas “naturais” para “transformados”, ou seja, de florestas e zonas úmidas a terras cultivadas ou de

terras cultivadas para áreas urbanas (consulte a Tabela 7). Recomenda-se que os coeficientes padrão na tabela de classificação sejam revistos e, com base em julgamento especializado, ajustados para a compatibilidade com condições locais. Por exemplo, em algumas regiões, arrozais inundados podem ser considerados com tendo um grau de naturalidade mais alto do que outras plantações irrigadas, devido à sua capacidade de imitar alguns aspectos de zonas úmidas (as quais eles podem ter substituído). Nesse caso, uma classificação diferente e peso relativo mais alto podem ser adequados. Da mesma forma, conjuntos de dados do uso do solo, específicos da região, podem incluir classes altamente detalhadas e diferenciadas de solo, que exigirão uma avaliação especializada sobre seu peso relativo.

Tabela 7. Características e pesos propostos para “naturalidade”

Grau de naturalidade	Manejo do ciclo da água	Emissões de poluição	Características da vegetação	Exemplos	Peso
Natural e seminatural	Nenhum	Nenhum	Nativo	Floresta (primária e secundária); lagos (natural) e zonas úmidas; pradarias nativas; matagais nativos	100
Sistema cultural assistido	Baixo	Baixo	Misto, alta diversidade	Vegetação nativa do mosaico (> 50%, cobertura de vegetação < 50%)	70
	Baixo	Baixo	Mista, diversidade moderada	Mosaico de terra agrícola (> 50%, vegetação natural < 50%)	60
Sistema transformado	Baixo	Baixo	Cobertura permanente com espécies atípicas	Pastagem permanente; agroflorestas; culturas arbóreas	50
	Baixo a moderado	Moderado a alto	Cobertura sazonal com espécies atípicas	Solo arável não irrigado	40
	Alto	Moderado a alto	Cobertura sazonal com espécies atípicas	Solo arável irrigado permanentemente	30
Completamente artificial	Alto	Moderado a alto	Cobertura escassa com grama	Espaço de parque urbano; áreas suburbanas de baixa densidade; solo árido	10
	Alto	Alto	Nenhum	Áreas comerciais urbanas; áreas de mineração	0

2. *Códigos de cobertura de solo oriundos do arquivo de entrada com categorias na tabela de classificação do Grau de Naturalidade:*

Se o seu arquivo de informações LULC não contiver ainda códigos numéricos associados a cada tipo de cobertura, atribua, primeiro, um identificador numérico único. Em seguida, insira o identificador numérico para cada tipo de LULC na tabela de classificação (Deg_of_N.csv) onde encaixar melhor. Copie as linhas na tabela de classificação para acomodar diversos tipos de LULC do arquivo de entrada, que devem ter o mesmo tipo de categorização e peso. **NOTA:** É preferível ter o seu próprio arquivo de entrada de LULC como dado rasterizado. Se ele for em dados vetoriais, converta os polígonos para um conjunto de dados raster e especifique um tamanho de célula baseado nos seus dados de entrada. Por exemplo, 30 m ou um tamanho de célula que seja consistente com o DEM disponível para a bacia. Reclassifique os valores de grade para o seu arquivo de informações LULC, de acordo com o peso de naturalidade correspondente da tabela de classificação. **NOTA:** A pontuação geral do “índice de naturalidade” da bacia será o valor médio do raster reclassificado.

3. *Calcular os valores de naturalidade média na escala da sub-bacia:*

Usando a demarcação recomendada para sub-bacias, calcule o valor médio para cada sub-bacia e salve como um novo arquivo. Use estatísticas de zona com o arquivo de sub-bacia como as zonas. Calcule a média e o desvio padrão usando os valores raster Deg_of_N como entrada. Junte a tabela de resultados finais ao arquivo vetorizado da sub-bacia para produzir um mapa desses valores.

4. *Calcular as mudanças entre dois períodos de tempo:*

Repita as etapas 2 e 3 para o arquivo de entrada de LULC de um período mais antigo (como 5 anos atrás) para comparar com o uso do solo atual. Junte as duas tabelas estatísticas zonais e, em seguida, crie um novo campo e subtraia os valores Deg_of_N médios no período mais antigo do período atual. Junte esse novo atributo ao arquivo vetorizado da sub-bacia para produzir um mapa da mudança nas pontuações da naturalidade. **NOTA:** Assim, alguns valores serão negativos.

4.4 BIODIVERSIDADE (BIO)

Biodiversidade avalia alterações potenciais no funcionamento do ecossistema pela medição de mudanças na biota que constitui um componente integral dos sistemas de água doce. Os status e tendências da biodiversidade em uma bacia representam a saúde do ecossistema, com a redução de populações de espécies nativas e aumento de populações de espécies invasoras e indesejadas indicando condições de deterioração ou degradação de um ecossistema. O indicador de biodiversidade é composto pelo número (expresso como riqueza e abundância de espécies) e mudanças em:

Espécies em risco consistindo de espécies aquáticas ou ripárias ameaçadas (dependentes da água) e outras espécies de interesse (como espécies fundamentais e gerais) que serão afetadas pelas mudanças nas condições do habitat. A presença ou ausência de espécies em particular e suas tendências populacionais ao longo do tempo são de interesse aqui.

Espécies invasoras e indesejadas em lagos, cursos de água e ripárias indicam alteração antropogênica de condições ecológicas, por essas serem as circunstâncias que permitem que espécies exóticas se desenvolvam ao custo de espécies nativas. O número de espécies presentes bem como suas tendências populacionais são de interesse.

Escala de cálculo:	Sub-bacia; agregado para um valor único por bacia
Intervalo do resultado:	100 a 0, onde 100 indica uma biodiversidade maior e 0 a menor diversidade
Referência:	Índice do Planeta Vivo (Loh et al. 2005)
Tipo/Classe de informação necessária:	
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	<p>Pesquisas locais</p> <p>Bases de dados úteis para o cálculo do indicador <i>Biodiversidade</i></p> <p>http://www.iucnredlist.org/</p> <p>https://www.iucn.org/theme/species/our-work-ssc/our-work/freshwater-biodiversity</p> <p>http://data.freshwaterbiodiversity.eu/</p> <p>http://www.livingplanetindex.org/data_portal</p> <p>http://www3.imperial.ac.uk/cpb/databases/gpdd</p> <p>http://www.compadre-db.org/</p> <p>http://www.naturereserve.org/</p> <p>http://www.iucngisd.org/gisd/</p> <p>https://www.invasivespeciesinfo.gov/aquatics/databases.shtml</p>

Etapas para cálculo do indicador:

Calcule os subindicadores de “Espécies em risco (*ISC_i*)” e “Espécies invasoras e indesejadas (*INS_i*)” no ano *i* usando o processo descrito abaixo.

4.4.1 Mudanças na presença (ou seja, número de espécies) e tamanho da população de espécies em risco

Espécies em risco devem consistir de espécies de água doce nativas em risco (incluindo, mas não limitando a invertebrados aquáticos, anfíbios, peixes e pássaros aquáticos) listadas na Lista Vermelha da IUCN, como criticamente em risco (CR), em risco (EN) ou vulneráveis (VU) (IUCN 2012) e espécies de água doce em extinção e ameaçadas, de origem nacional e/ou regional, ocorrendo na bacia. As espécies em risco devem também incluir espécies de água doce cuidadosamente selecionadas, cujo status e tendências populacionais são ligados à saúde do ecossistema de água doce, de forma que uma mudança nesse ecossistema resultaria numa mudança no status ou tendências populacionais das espécies ao longo do tempo. Essas espécies podem incluir espécies chave, espécie “guarda-chuva”, espécies emblemáticas, e espécies indicadoras que podem não estar em risco, mas seriam sensíveis a mudanças no sistema de água doce (Caro 2010). Ecólogos locais seriam a melhor fonte de informações sobre as identidades e status e tendências de tais espécies. Dados de monitoramento sobre os tamanhos populacionais ou outras medidas de abundância, como biomassa ou densidade, devem ser coletados periodicamente para tais espécies adicionais para serem consideradas espécies em risco. Como esse indicador avalia *mudanças* nas espécies em risco, as espécies devem ser cuidadosamente selecionadas

no início – e deve haver um número suficiente delas – de forma que uma alteração no número de espécies em risco reflita adequadamente mudanças genuínas, como resultado de ameaças ou ações de manejo que são benéficas para a bacia.

Etapas para cálculo do indicador:

O índice para *espécies em risco* é calculado em quatro partes: cálculo da proporção de espécies em extinção e ameaçadas em relação ao total de espécies de água doce avaliadas na bacia, cálculo da mudança em número (como riqueza) das espécies em risco e a tendência média da população considerando todas as espécies em risco para as quais há dados. Esses três parâmetros são combinados, em seguida, para gerar um índice geral sobre o status e mudança nas *espécies em risco*.

1. A primeira etapa no cálculo estima a proporção das espécies em extinção e ameaçadas de água doce em relação ao total de espécies de água doce avaliadas na bacia. Para as espécies da Lista Vermelha da IUCN, o total de espécies avaliadas é composto por todas as espécies que foram submetidas a avaliações da Lista Vermelha da IUCN, excluindo aquelas que foram consideradas como Deficiência de Dados (DD). Se houver informações disponíveis, as espécies de água doce em extinção e em risco listadas nacional e/ou regionalmente devem ser incluídas, assim como o número total de espécies de água doce avaliadas no nível nacional e regional, tomando cuidado para garantir que as espécies não sejam representadas mais de uma vez. Usando somente o número de espécies em extinção e ameaçadas (excluindo espécies em risco adicionais), a proporção de espécies em extinção e ameaçadas em relação ao total de espécies avaliadas, é calculada como:

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

onde $n_{CR,i}$, $n_{EN,i}$, e $n_{VU,i}$ são o número de espécies listadas como CR, EN ou VU sob as categorias da Lista Vermelha da IUCN e critérios no tempo $t = i$, respectivamente, $n_{j,i}$ é o número de espécies classificadas em uma categoria em extinção ou ameaçada no nível nacional ou regional no tempo i . (ou seja, para regiões que classificam espécies como “em extinção” ou “ameaçadas”, $j=1$ se refere à categoria em extinção e $j=2$ se refere à categoria ameaçada), n_{NotT} refere-se às espécies restantes avaliadas que não são classificadas em uma categoria ameaçada (como Menor Preocupação [LC], ou Quase em risco [NT] na Lista Vermelha da IUCN), w_{CR} , w_{EN} , w_{VU} , e w_{NotT} são pesos aplicados ao número de CR, EN, VU e não a espécies ameaçadas respectivamente, w_j são os pesos aplicados ao número de espécies em extinção e ameaçadas no nível nacional ou regional. A soma de tudo $n_{x,y}$ é o número total de espécies avaliadas na bacia sob os critérios da Lista Vermelha da IUCN e/ou de critérios nacionais ou regionais. Os pesos devem ser atribuídos de forma que $w_{CR} \geq w_{EN} \geq w_{VU} \geq w_{NotT}$ e $w_j \geq w_{j+1} \geq w_{NotT}$. Os valores padrão para as espécies da Lista Vermelha da IUCN são $w_{CR} = 3.0$, $w_{EN} = 2.0$, e $w_{VU} = 1.0$ e $w_{NotT} = 0.5$. Valores padrão para as espécies listadas nacional e/ou regionalmente dependerá do número de categorias de ameaça; para duas categorias de ameaça, “em extinção” e “ameaçadas”, recomendamos $w_1 = 3.0$ e $w_2 = 2.0$.

2. Uma mudança no número de espécies em risco é calculada como:

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

onde ΔSC_i denota a mudança no número de espécies em risco do período de $t = i - 1$ ao período $t = i$, SC_{i-1} é o número de espécies em risco no período $t = i - 1$ e SC_i é o número de espécies em risco no período $t = i$. Observe que as espécies em risco aqui se referem a ambas espécies em extinção e ameaçadas, assim como espécies chave, “guarda-chuva”, emblemáticas ou indicadoras, cuidadosamente selecionadas, as quais podem não estar sob ameaça, mas seriam sensíveis a mudanças no sistema de água doce. $SC_i = 0$ sob duas circunstâncias muito diferentes: 1) todas as espécies em risco foram extirpadas, caso no qual $\Delta SC_i = 0$ ou, 2) todas as espécies em risco melhoraram seus status e tendências de forma a serem consideradas como não mais em risco, caso no qual, $\Delta SC_i = 1$. Recomendamos fortemente que as espécies em risco sejam selecionadas de forma que a segunda circunstância não seja atingida, por exemplo, apesar do fato que as espécies podem melhorar a sua classificação, saindo de um status de extinção ou ameaçada para um status de recuperação, o que implica na retirada dessa espécie da lista de espécies ameaçadas, as espécies selecionadas por serem sensíveis a mudanças nos ecossistemas de água doce (ao contrário de seu status de ameaça) continuariam a atender sua função como indicadores, até o momento que forem totalmente extirpadas.

3. Para muitas dessas espécies, por haver dados disponíveis, as tendências da população para cada uma delas são calculadas para o período relevante, como:

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

onde $\Delta N_{i,j}$ é a mudança no tamanho da população ou medida de abundância do período $t = i - 1$ ao período $t = i$, j é a espécie, $N_{i-1,j}$ é o tamanho populacional da espécie j no tempo $t = i - 1$ e $N_{i,j}$ é o tamanho populacional da espécie j no tempo $t = i$.

Seguindo os métodos do Índice do Planeta Vivo (Loh et al. 2005), a média das tendências das populações para todas as espécies, para as quais há dados disponíveis, é calculada como:

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

onde $\overline{\Delta N}_i$ é a média do tamanho da população ou mudanças na abundância do tempo $t = i - 1$ ao tempo $t = i$, n_i é o número de espécies para as quais há dados de tendência da população/de abundância durante o período e j é o índice da espécie. O valor composto da tendência de população de todas as espécies é calculado como:

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

onde PT_i é o valor da tendência de população para todas as espécies do período $t = i - 1$ ao tempo $t = i$. Na ausência de dados de tendência de população, o valor padrão para PT_i é 1,0.

4. A combinação da proporção de espécies avaliadas na bacia que estão em extinção e estão ameaçadas, a mudança no número de espécies em risco e as tendências da população/de abundância dessas espécies para as quais há dados populacionais disponíveis, ou seja, o valor do indicador das *espécies em risco* é calculado como:

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

Para a primeira avaliação da bacia no tempo = 1, $ISC_0 = 100$. Para casos onde não há informações disponíveis sobre as tendências da população/de abundância, $PT_i = 1$.

4.4.2. Mudanças na abundância e o tamanho da população de espécies invasoras e indesejadas

Espécies invasoras e indesejadas são espécies não nativas ou exóticas, que “ameaçam a diversidade ou abundância das espécies nativas, a estabilidade ecológica das águas infestadas ou atividades comerciais, agrícolas, aqua-culturais ou recreacionais, dependentes dos recursos hídricos da água doce ([Nonindigenous Aquatic Nuisance Prevention and Control Act of 1990 - Lei de Prevenção e Controle de Espécies Indesejadas Aquáticas Não Indígenas de 1990](#)). Todas as espécies invasoras e indesejadas conhecidas que ocorrem e impõem uma ameaça à saúde da água doce na bacia devem ser identificadas. A [Base de Dados de Espécies Globais](#) e outras bases de dados disponíveis para a região podem ser usadas para identificar tais espécies. No entanto, o conhecimento especializado local deve ser usado para verificar a presença e a identidade das espécies invasoras na bacia em avaliação. Dados de monitoramento sobre tamanhos de populações ou outras medidas de abundância, como a biomassa, densidade, área ou extensão da cobertura devem ser coletados para o maior número desse tipo de espécie quanto possível. Uma mudança no valor indicador deve refletir uma maior intensidade de ameaças impostas pelo aumento das espécies invasoras ou uma redução de tais ameaças, devido a ações de manejo benéfico que reduzem as populações de invasoras dentro da bacia.

Etapas para cálculo do indicador:

O índice para *espécies invasoras e indesejadas* é calculado em três partes: um índice denotando o número (ou seja, riqueza) das espécies invasoras e indesejadas, um cálculo da mudança no número de espécies invasoras e indesejadas, e a tendência média da população para todas as espécies invasoras e indesejadas para as quais há dados. Esses três parâmetros são combinados, em seguida, para gerar um índice geral para o status e mudança nas *espécies invasoras e indesejadas*.

1. Um índice para o número de espécies invasoras e indesejadas é calculado como:

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

onde $n_{IN,i}$ é o número de espécies invasoras e indesejadas na bacia, no tempo $t = i$.

2. Uma mudança no número de espécies invasoras e indesejadas é calculado como:

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

onde $\Delta n_{IN,i}$ denota a mudança no número de espécies invasoras do tempo de $t = i - 1$ ao tempo $t = i$, $n_{IN,i-1}$ é o número de espécies em risco no período $t = i - 1$ e $n_{IN,i}$ é o número de espécies em risco no tempo $t = i$. Em casos onde $n_{IN,i} = 0$, então $\Delta n_{IN,i} = 1$, por esse denotar o caso de um declínio para 0 das espécies invasoras ou indesejadas.

3. Para muitas dessas espécies, quando existem dados disponíveis, as tendências da população/de abundância para cada uma delas são calculadas para o período relevante, como:

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

onde $\Delta IN_{i,j}$ é a mudança no tamanho da população (ou biomassa, densidade, área ou extensão da cobertura) do período $t = i - 1$ ao período $t = i$, j é a espécie, $IN_{i-1,j}$ é o tamanho da população (ou biomassa, densidade, área ou extensão da cobertura) da espécie j no período $t = i - 1$ e $IN_{i,j}$ é o tamanho da população de espécies j no tempo $t = i$.

Seguindo os métodos descritos acima, a média das tendências das populações para todas as espécies, para as quais há dados disponíveis, é calculada como:

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

onde $\overline{\Delta IN}_i$ é a média do tamanho da população (ou biomassa ou densidade) do período $t = i - 1$ ao período $t = i$, n_i é o número de espécies para as quais há dados de tendência de população no período e j é o índice da espécie. O valor composto da tendência da população de todas as espécies é calculado como:

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

onde IPT_i é o valor da tendência da população para as espécies invasoras e indesejadas no tempo $t = i - 1$ ao tempo $t = i$.

4. A combinação da mudança no número (ou seja, riqueza) de espécies invasoras e indesejadas e as tendências das populações dessas espécies, para as quais há dados de abundância disponíveis, ou seja, o valor do indicador das *espécies invasoras e indesejadas* é calculado como segue:

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

Para a primeira avaliação da bacia no tempo = 1, $INS_0 = 100$. Para casos onde não há informações disponíveis sobre as tendências das populações/de abundância, $IPT_i = 1$.

5. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DOS INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Desenvolvemos uma estrutura comum, análoga a estruturas de avaliação de elementos de risco (Covello e Merkhoher, 2013), para obter um processo sistemático de avaliação para serviços ecossistêmicos (SE), que pretende descrever e quantificar a capacidade de um ecossistema em entregar os serviços que as pessoas demandam ou esperam dele. Pelo menos dois aspectos de provisão e regulação do ES devem ser considerados sob essa estrutura: 1) A possibilidade de a demanda para o serviço ecossistêmico não ser atendida e 2) a variabilidade da ocorrência, variação temporal ou magnitude dos eventos que levam ao não atendimento da demanda. A avaliação é realizada pela divisão da área de interesse (bacias hidrográficas para SE relacionados à água) em unidades espaciais, nas quais a entrega do SE pode ser avaliada e, assim, o objetivo para a não conformidade da demanda do SE pode ser definido. Para determinados serviços ecossistêmicos, um objetivo baseado em um limite univariado ou "nítido" pode ser definido, o qual será diretamente quantificável, enquanto que outros serviços ecossistêmicos terão objetivos baseados em limites multivariados ou "difusos", os quais podem exigir estimativas indiretas. Por exemplo, para a provisão de água a vários setores e cidades por uma bacia, o volume demandado é diretamente quantificável e, assim, a não conformidade pode ser avaliada com base em se a demanda é ou não atendida. Por outro lado, ao considerar os danos de eventos de inundação às áreas habitadas dentro de uma bacia, é mais difícil atribuir um limite a qualquer redução ou falta de capacidade de um ecossistema em regular inundações e a avaliação pode depender dos métodos de avaliação usados.

Para calcular o indicador de serviços ecossistêmicos (ESI) usando unidades espaciais, objetivos ou limites, são avaliadas três dimensões: escopo (F1), frequência (F2) e amplitude (ou desvio) (F3). Essas dimensões são similares àquelas usadas no índice de qualidade da água da CCME (Saffran et al. 2001) e refletem os aspectos de "origem do risco", "exposição" e "consequências" usados em muitos cálculos de risco (Merkhofer, 2012; Covello e Merkhoher, 2013). Essas três dimensões são definidas como:

- Escopo (F1): O número de unidades espaciais na área de interesse que são incapazes de atender o objetivo ou limite.
- Frequência (F2): A frequência na qual os objetivos ou limites não são atendidos.
- Amplitude (ou desvio) (F3): A amplitude ou magnitude em que os objetivos ou limites não são atendidos.

O valor final para cada dimensão é dimensionado entre (0 a 100) antes da combinação para uma pontuação final. A qualidade e disponibilidade dos dados para determinar as três dimensões vai variar com base no serviço ecossistêmico sendo avaliado e na área da avaliação: Em alguns casos, somente 1 a 2 dimensões podem ser calculadas com alguma confiança nos dados disponíveis. Em alguns casos, somente uma ou duas dimensões podem ser calculadas com certeza (Modarres, 2006), caso no qual a robustez ou certeza da evidência deve ser relatada durante o cálculo das pontuações finais, como segue:

1. Se for possível somente determinar F1: $ESI = 100 - F1$ (baixa evidência)
2. Se for possível somente determinar F1 e F2: $ESI = 100 - \sqrt{F1 \times F2}$ (média evidência)
3. Se for possível determinar todas as três dimensões: $ESI = 100 - \sqrt{F1 \times F2 \times F3}$ (alta evidência)

5.1 CONFIGURAÇÃO DO INDICADOR E DADOS NECESSÁRIOS

As tabelas abaixo definem a configuração dos indicadores para a Provisão (PRO) e Regulação e Suporte (REG) em relação aos Serviços Ecosistêmicos. As tabelas definem a granularidade da unidade espacial (SU) a ser usada para o cálculo, o tipo de dados que pode ser usado no processo de cálculo, assim como o mínimo de dados que deve ser usado para o processo. Por fim, em alinhamento com a estrutura teórica (Seção 1), as possíveis definições para o objetivo (para determinar o limite), escopo (F1), frequência (F2) e amplitude (F3), são fornecidas. Após considerar os dados disponíveis e definições abaixo, o usuário deve seguir as etapas expressas nas seções abaixo para o cálculo dos indicadores.

5.2 SERVIÇOS DE PROVISÃO (PRO)

5.2.1 Confiabilidade do fornecimento de água relativa à demanda (WaSD)

Unidade Espacial:	Localização/demanda de unidades e setores; agregados à bacia
Tipo/Classe de informação necessária:	<ol style="list-style-type: none">1. Resumo da demanda mensal de diversos setores e o abastecimento provido realmente.2. Exigências ambientais de vazão e descarga real em pontos monitorados nos rios.
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Dados (mensais ou sazonais) locais para 1 a 5 anos
Objetivo:	A demanda de água é atendida
F1:	Onde a demanda não é atendida
F2:	Frequência na qual a demanda mensal não é atendida
F3:	Amplitude/desvio: A diferença entre o abastecimento e a demanda, quando a demanda não é atendida

5.2.2 Biomassa para consumo (BiCN)

Unidade Espacial:	Lotes de pesca/sub-bacias; agregados à bacia
Tipo/Classe de informação necessária:	Estimativas de biomassa usada/adquirida para consumo; pode ser na forma de unidades de captura ou de produção, conforme disponível.
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Os dados serão específicos do local e a disponibilidade vai variar consideravelmente
Objetivo:	Com base na perda de produtividade
F1:	Sub-bacias onde a captura/produtividade caiu
F2:	Qual a frequência com que a captura/produtividade foi relatada abaixo dos níveis esperados?
F3:	Amplitude/desvio baseada em: a magnitude ou perda de captura/produtividade

5.3. SERVIÇOS DE REGULAÇÃO E SUPORTE

5.3.1 Regulação de sedimentos (SeRG)

Unidade Espacial:	Reservatórios, deltas, planícies aluviais e/ou trechos fluviais; agregados em nível da bacia
Tipo/Classe de informação necessária:	1. Taxa atual de sedimentação do reservatório ou perda da taxa de capacidade e limite projetado para a deposição de sedimentos no reservatório. 2. Erosão de margem fluvial 3. Taxa de deposição na planície aluvial e limite, se algum 4. Área e/ou taxa de deposição/erosão do delta; e taxa esperada ou média com base em registros históricos
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Fontes locais pelos últimos 1 a 5 anos
Objetivo:	Deposição ou erosão esperadas da planície aluvial/delta com base no limite projetado
F1:	Número de locais onde o limite foi excedido
F2:	Frequência da incidência de deposição/erosão com limite excedido (anualmente)
F3:	Amplitude/desvio: diferença entre a taxa real e o limite

5.3.2 Desvio das métricas de qualidade da água de valores de referência (DvWQ)

Unidade Espacial:	Extensões do rio/sub-bacia; agregadas em nível da bacia;
Tipo/Classe de informação necessária:	Metas ou “Classe” de qualidade da água (QA) para o trecho fluvial considerado e a “classe” real ou qualidade real do trecho em consideração
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Metas mensais modeladas ou registradas de QA de 1 a 5 anos e metas para cada trecho
Objetivo:	A meta QA é atendida
F1:	Número de locais onde a meta QA não é atendida
F2:	Frequência na qual as metas QA não são atendidas
F3:	Amplitude/desvio: diferença entre metas de QA e valores reais

5.3.3 Regulação de inundações (FIRG, na sigla em inglês)

Unidade Espacial:	Cidade ou sub-bacia; agregada em nível de bacia
Tipo/Classe de informação necessária:	Panorâmica da inundação, interceptação da vazão em áreas a jusante
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Frequência/estatísticas das inundações durante os últimos 5 anos com linhas de inundação, se disponíveis, ou registro de intensidade/danos.
Objetivo:	Com base na severidade dos danos
F1:	Número de locais onde ocorreram inundações
F2:	Frequência de incidências de inundações
F3:	Amplitude/desvio: classificação baseada na extensão de danos em relação ao fornecimento de controles de inundação

5.3.4 Exposição a doenças associadas à água (ExWD, na sigla em inglês)

Unidade Espacial:	Cidades/sub-bacia; agregada em nível de bacia
Tipo/Classe de informação necessária:	Identificar doenças importantes associadas à água para a região e taxa de incidência ou fatalidade
Fonte sugerida para o “mínimo” de dados para permitir o cálculo:	Da administração local durante os últimos 5 anos
Objetivo:	Com base na razão de incidência ou razão de casos fatais
F1:	Número de locais onde a doença ocorre
F2:	Frequência do surto da doença
F3:	Amplitude/desvio: baseada na razão de incidência ou da razão de casos fatais

Outras observações:

Como tema amplo, estamos avaliando doenças infecciosas associadas à água, as quais podem ser classificadas em uma de cinco categorias (Yang et al. 2012):

- microrganismos entéricos transmitidos pela água (por exemplo, tifo e cólera) que entram nas fontes de água através de contaminação fecal e causam infecção através da ingestão de água contaminada. Incluídos estão também os patógenos transmitidos pela água (como *cryptosporidios*, *Giardia*) através de ingestão ou exposição a água contaminada. Elas também podem ser descritas como doenças transportadas pela água e são um subgrupo de doenças transmitidas pela água;
- Relacionadas à água, causadas por trematódeas ou nematódeas que têm uma fase aquática para seu ciclo de vida (como esquistossomose);
- relacionadas à água, transmitidas por insetos vetores que tenham uma fase aquática no seu ciclo de vida (como malária e tripanossomíase);
- lavadas com água, a transmissão é devida à fraca higiene pessoal e/ou doméstica, resultante da falta de água apropriada; e
- dispersadas pela água, infecções de agentes que se proliferam em água doce e entram no corpo humano através do trato respiratório (como a *legionella*).

5.4 ETAPAS PARA OS CÁLCULOS

1. **Determinar a unidade espacial (US)** e produzir uma camada GIS que mostre sua localização e área ocupada na bacia.
2. **Determinar o período (ou período de avaliação) para o cálculo do indicador.** Se o cálculo tiver que ir além de F1, o período de avaliação deve ser dividido em uma duração menor (citadas aqui como “instâncias”). Por exemplo, para um período de avaliação de 5 anos, cada ano pode ser considerado como uma instância na qual os eventos devem ser agrupados. O teste para saber se uma demanda é atendida ou não é conduzido dentro do período representado pela instância.
3. **Determinar a partir dos dados se F1 e F2 podem ser calculados.** Se houver informações disponíveis, relacionadas sobre o número de USs afetadas pela falta de entrega de serviços ecossistêmicos, então F1 pode ser calculado usando a fórmula seguinte:

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

Se a distribuição dos eventos onde a demanda não é atendida estiver disponível pelo período da avaliação, então F2 pode ser calculado levando em consideração em que instâncias a demanda foi ou não atendida:

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

4. **Determinar a partir dos dados se F3 pode ser calculado e se é “nítido” ou “difuso”.** Se alguma informação estiver disponível para a capacidade de atender a demanda pelas instâncias e a magnitude inicial, pode ser possível calcular F3. Este procedimento de avaliação é resumido dentro de uma medida de “desvio” para cada instância que deve apresentar um valor de não conformidade. O desvio para cada instância i (p. ex., i) pode ser calculado como segue:

a) Serviços onde um limite “nítido” univariado para a não conformidade pode ser definido:

Aqui, pode-se definir um valor objetivo (como um volume alvo para atender a demanda de recursos hídricos) para a aquela instância em particular e, assim, o desvio, para que cada caso onde a demanda não é atendida, possa ser avaliado.

Quando a meta não estiver muito distante desse objetivo, o desvio pode ser definido como:

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

Como alternativa, quando a meta é não exceder o objetivo, o desvio pode ser definido como:

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

b) Serviços onde um limite “nítido” univariado para a não conformidade não pode ser definido:

Aqui pode ser difícil definir um único objetivo. Recomendamos que, para esses casos, o desvio para cada instância i possa ser classificada em uma escala de 1 a 10 para corresponder com o desvio alto a baixo entre a demanda e o abastecimento. Esses valores podem ser definidos através de pesquisas com partes interessadas ou através do controle e combinação de algumas métricas relevantes ao serviço ecossistêmico. Para instâncias n entre as USs onde o objetivo não é atendido, ele é coletado em inserido em uma soma normalizada de desvios (nse) como:

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

Observe que, para o processo de normalização, o número total de instâncias monitoradas - onde a demanda é ou não atendida - é usado. Isso é feito para que os desvios sejam dimensionados em relação a todas as informações disponíveis sobre o sistema e não enviesados em direção a instâncias onde a demanda não é atendida.

Por fim, F3 é agora calculado pelo escalonamento de *nse* para uma escala de 0 a 100 usando a função assintótica proposta por Saffran et al. (2001):

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

5. Combinar F1, F2 e F3.

- Se for possível somente determinar F1: $ESI = 100 - F1$ (baixa evidência)
- Se for possível somente determinar F1 e F2: $ESI = 100 - \sqrt{F1 \times F2}$ (média evidência)
- Se for possível determinar todas as três: $ESI = 100 - \sqrt{F1 \times F3}$ (alta evidência)

5.5 EXEMPLOS TRABALHADOS

Os dois exemplos a seguir usando dados brutos/sintéticos ajudam a demonstrar o processo de aplicação, de derivação e de rastreamento das três dimensões <F1, F2, F3>.

5.5.1 Inundação em Bangladesh

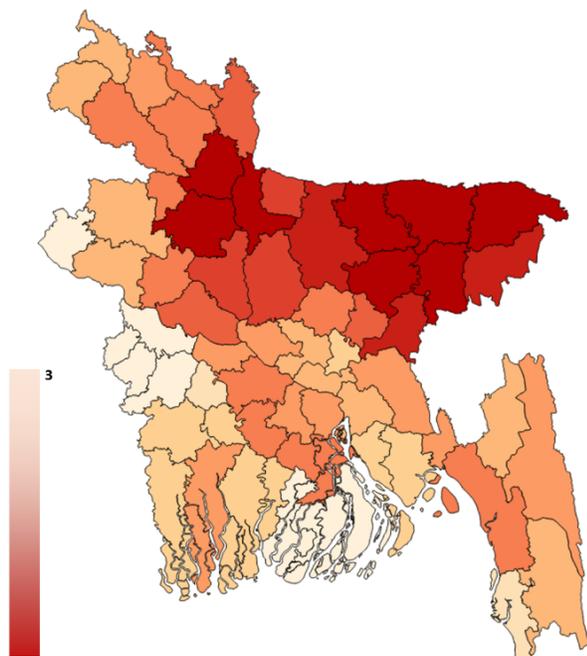


Figura 7. Número de inundações afetando cada distrito ao longo do período de 17 anos, variando entre 2000 e 2016.

Bangladesh tem um terreno relativamente plano, dominado pelo delta Ganges-Brahmaputra. O Ganges, Brahmaputra e Meghan, junto com seus afluentes, cruzam a nação antes de escoar para a Baía de Bengali – tornando Bangladesh altamente suscetível a inundações. Neste exemplo, aplicamos o ESI para a regulação de inundações nos 64 distritos cobrindo Bangladesh.

Fonte de dados: Base de dados espaciais sobre as principais inundações do Observatório de Inundações de Dartmouth. Inclui a data e o período do evento, extensões aproximadas sobre a área afetada, causa principal das inundações e estimativas de vidas perdidas, bem como de pessoas deslocadas.

Processamento: Um subconjunto de dados foi extraído para o período entre 2000 e 2016, onde as origens das inundações incluem a chuva das monções e a falha de defesas. A extensão espacial de cada inundação foi então intersectada com as demarcações do distrito. A tabela de frequências de inundações

derivada é mostrada na Tabela 8, a qual tabula o número de inundações afetando cada distrito para cada ano, ao longo do período de 17 anos. Em termos do cálculo do indicador, isso resulta em 17 anos x 64 distritos = 1088 instâncias. A Figura 7 demonstra a distribuição das enchentes obtidas a partir dos dados. Os dados disponíveis são suficientes para a primeira aproximação do escopo e frequência. As informações associadas ao número de vidas perdidas e pessoas deslocadas devido às inundações é resumido no gráfico da Figura 8. Relações da severidade dos danos das inundações não estão disponíveis no momento e nem são aplicáveis, devido à natureza bruta das informações disponíveis sobre inundações. Portanto, se tentarmos medir a magnitude das inundações para o cálculo da amplitude, uma abordagem “difusa” pode ser apropriada.

Tabela 8. Frequência de inundações para 64 distritos em Bangladesh de 2000 a 2016, agrupadas em intervalos de um ano

objectid	divcode	distcode	division	district	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	SUM
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		1			1	9
5	1	9	Barisal	Bhola								2					1					3
6	5	10	Rajshahi	Bogra	1	1	1	1		1		2	2		2				1		1	13
7	2	12	Chittagong	Brahmanbaria	1			1	1	1		2	2		1			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			1	8
12	2	22	Chittagong	Cox's Bazar	1			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			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		1	13
18	3	33	Dhaka	Gazipur				1				2	2		1			1	1		1	9
19	3	35	Dhaka	Gopalganj				1			1	2			2	1		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		1	13
22	4	41	Khulna	Jessore				1			1	2				1					1	6
23	1	42	Barisal	Jhalokati					1			2				1		1				4
24	4	44	Khulna	Jhenaidah				1			1	1									1	4
25	5	38	Rajshahi	Joypurhat	1	1		1		1		1	2					1	1		1	9
26	2	46	Chittagong	Khagrachhari	2			1				2						1		1		7
27	4	47	Khulna	Khulna		1		1			1	2			1	1					1	8
28	3	48	Dhaka	Kishoreganj	1	1	1	1	1	1		2	2					1	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									1	4
31	2	51	Chittagong	Lakshimpur				1				3				1			1			6
32	5	52	Rangpur	Lalmonirhat	1	1	1	1		2		1	2									9
33	3	54	Dhaka	Madaripur				1				3			2			1			1	8
34	4	55	Khulna	Magura				1			1	1			1						1	5
35	3	56	Dhaka	Manikganj				1				2			2			1	1		1	8
36	6	58	Sylhet	Maulvibazar	1		1	1	1	1		2	2		1			1	1		1	12
37	4	57	Khulna	Meherpur				1			1	1										3
38	3	59	Dhaka	Munshiganj				1				3			1			1			1	7
39	3	61	Dhaka	Mymensingh	1	1	1	1				2	2		1			1	1		1	12
40	5	64	Rajshahi	Naogaon		1		1		1		1	2								1	7
41	4	65	Khulna	Narail				1			1	2				1						6
42	3	67	Dhaka	Narayanganj				1				2						1			1	6
43	3	68	Dhaka	Narsingdi	1			1				2	2		1			1	1		1	10
44	5	69	Rajshahi	Natore				1		1		1	2		1				1		1	9
45	5	70	Rajshahi	Nawabganj				1				1	2									4
46	3	72	Dhaka	Netrakona	1	1	2	1	1			2	2					1	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		1	10
50	5	77	Rangpur	Panchagarh		1		1		2		1	2									7
51	1	78	Barisal	Patuakhali								2							1	1		4
52	1	79	Barisal	Pirojpur							1	2			1	1		1				6
53	3	82	Dhaka	Rajbari				1			1	2			2				1		1	8
54	5	81	Rajshahi	Rajshahi		1		1		1		1	2								1	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								1	9
57	4	87	Khulna	Satkhira				1			1	2			1	1						6
58	3	86	Dhaka	Shariatpur				1				3			2			1			1	8
59	3	89	Dhaka	Sherpur	1	1	1	1				2	2		1				1		1	11
60	5	88	Rajshahi	Sirajganj				1		1		2	2		2				1		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		1	11
64	5	94	Rangpur	Thakurgaon				1		2		1	2									7

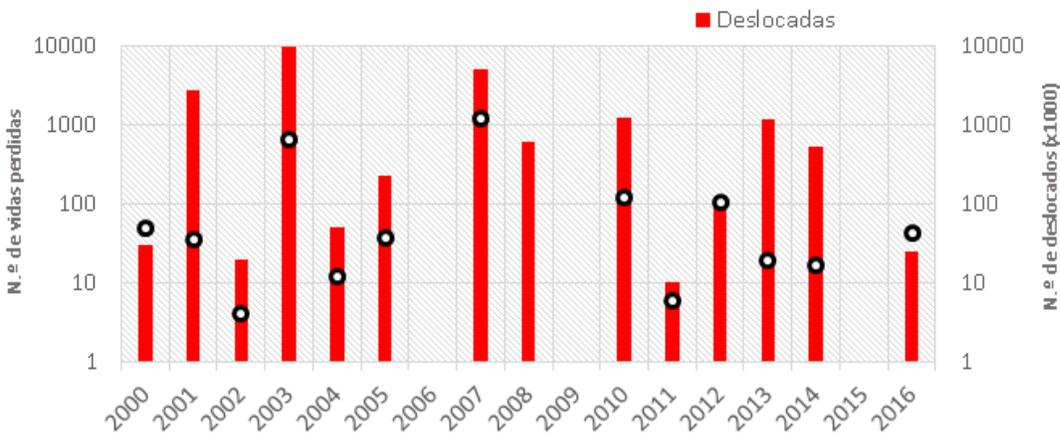


Figura 8. Dados sobre vidas perdidas e pessoas deslocadas pela inundações.

Escopo (F1): Como todos os distritos são afetados pelas inundações ao longo do período de avaliação – no mínimo 3 inundações, como visto na Figura 7 – F1 é facilmente entendido como 100.

Frequência (F2): Da tabela de frequências, das 1088 instâncias (64 distritos x 17 anos), 409 instâncias enfrentam enchentes. Portanto, $F2 = (409/1088) * 100 = 37,59$

O indicador de serviços ecossistêmicos (ESI) calculado usando apenas F1 e F2, seguiria, portanto, como:

$$ESI (with F1 and F2) = 100 - \sqrt{100 \times 37.59} = 38.70$$

Amplitude (F3): Como não há disponível uma clara definição do limite, aqui testamos o método proposto para objetivos “difusos”, onde, para cada instância, o “desvio” precisa ser classificado de 1 a 10. Para testar a sensibilidade desse método, no primeiro caso, atribuímos todos os desvios como 10. Isso é o equivalente a dizer que, como todas as inundações resultam em alguma vida perdida ou em algum deslocamento de pessoas, as inundações são todas inaceitáveis e, assim, obtêm desvio máximo. Seguindo as fórmulas na Seção 5.4 (Etapa 4b), F3 se torna 78,99 e, assim, $ESI = 11,12$.

Por outro lado, se atribuirmos desvios como sendo 1 (equivalente a dizer que, apesar dessas inundações serem prejudiciais, elas ainda fazem parte do sistema e não são um desvio das extensões e frequências naturais), F3 se torna 27,32 e, assim, $ESI = 47,73$.

5.5.2 Confiabilidade do abastecimento de água em Dongjiang

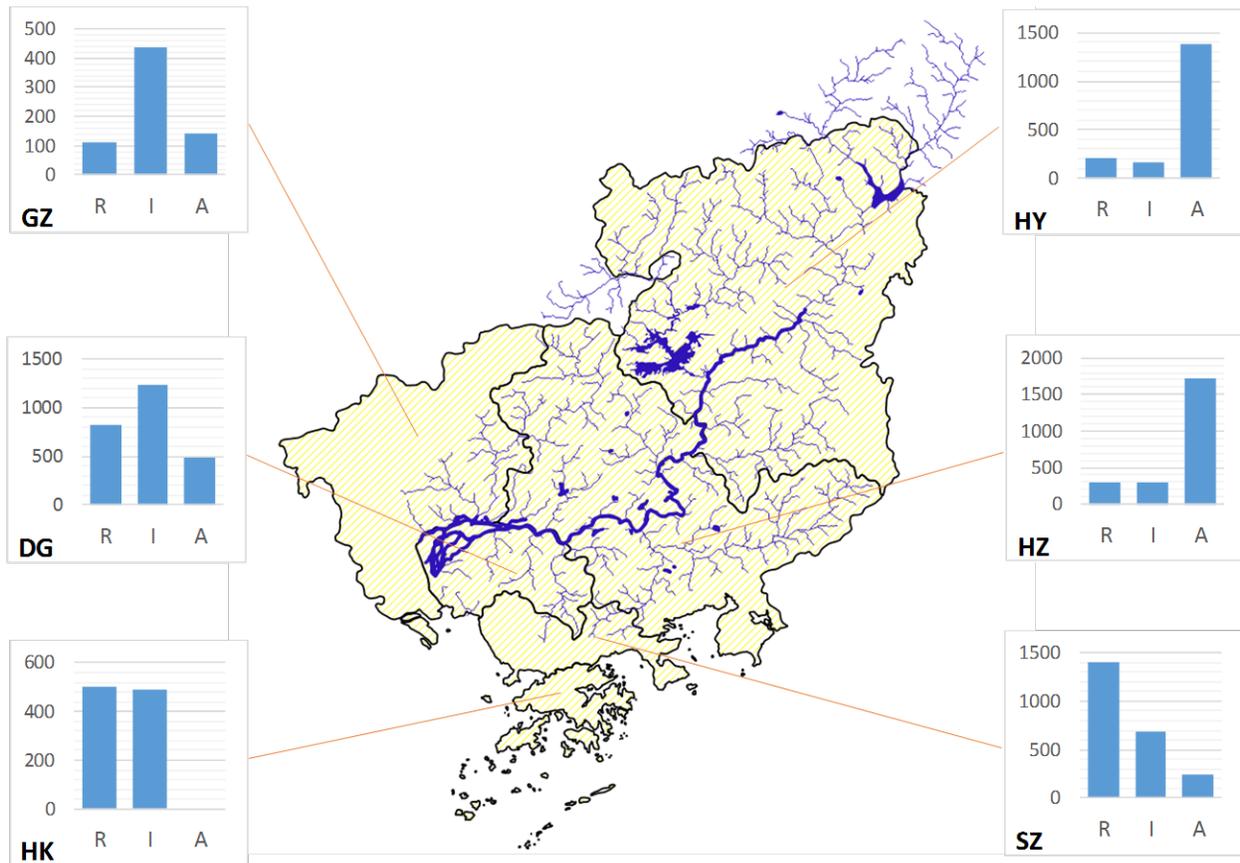


Figura 9. Demanda de água anual, dividida pelas principais cidades/províncias e setor em milhões de metros cúbicos.

O Dongjiang ou Rio Leste é parte do Sistema do Rio Pérola e fornece água doce para cinco cidades chinesas no continente, além de ser a principal fonte de abastecimento de água de Hong Kong. Neste exemplo, aplicamos o ESI para examinar a confiabilidade do abastecimento de água, com base na demanda estimada e abastecimento de água doce do rio.

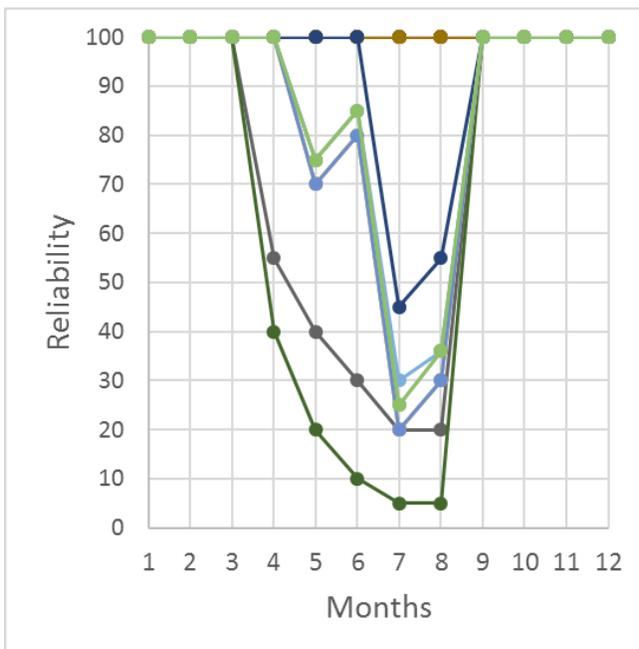
Fonte de dados: Estudo publicado por Zhang et al. (2008). As demandas de água obtidas desse estudo são mostradas na Figura 9. No estudo, o Módulo de Confiabilidade Condicional (CRM) no Pacote de Análises dos Direitos à Água (WRAP) foi usado para gerar a confiabilidade do abastecimento de água para cidades dentro da bacia, como Heyuan (HY), Huizhou (HZ) e Dongguan (DG) e cidades localizadas fora da bacia, como Hong Kong (HK), Shenzhen (SZ) e Guangzhou (GZ). A demanda é ainda mais dividida entre os seguintes setores: uso residencial (R), indústria (I) e agricultura (A).

Processamento: Interpolamos os resultados da simulação de uma seca severa para o ano de 1991 (resultados anuais disponíveis a partir do estudo), com base em dados de pluviosidade disponíveis, para gerar um conjunto de dados sintéticos da confiabilidade mensal do abastecimento de água para cada demanda. Isto é tabulado no material suplementar (Tabela 9) e ilustrado no gráfico da Figura 10.

Com cinco cidades contendo todos os três setores e Hong Kong tendo apenas dois, temos o equivalente a $(5 \times 3 + 1 \times 2 =)$ 17 unidades espaciais. O período de avaliação é de um ano, dividido em 12 meses. Portanto, o número total de instâncias é $(17 \times 12 =)$ 204 instâncias. Como neste caso, o limite é univariado; a não conformidade e sua magnitude podem ser calculadas usando as fórmulas na Seção 5.4 (Etapa 4a) com o objetivo de obtenção de 100% de confiabilidade. As três dimensões <F1, F2, F3> obtidas, portanto, são <52,94, 17,65, 33,64>. Por fim, o valor indicador obtido pela combinação das três dimensões para o ano de seca severa sintética em 1991 é 57,80.

Tabela 9. Confiabilidade do abastecimento de água para Dongjiang; valores mensais interpolados a partir de médias anuais

	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Annual
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	45	55	100	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



Sensibilidade entre os diversos níveis de informação:

Como o ESI pode ser calculado com diversos níveis de informação (com F1 apenas, com F1 e F2, e com todos os três), é importante medir a sensibilidade do resultado, devido a mais ou menos informações estarem disponíveis. Em outras palavras, se as informações que permitem que apenas <F1> ou apenas <F1, F2> sejam calculados estiverem disponíveis, o valor indicador final derivado tem alguma capacidade de ilustrar o estado do sistema?

Para testar isso, construímos um experimento simples usando o método Monte Carlo. Usando este método, a confiabilidade para cada uma das 204 instâncias na Tabela 9, é gerada aleatoriamente. A geração do número é feita de forma que cada instância, em um conjunto de experimentos, tenha uma probabilidade fixa de falha. Por exemplo, se a probabilidade de falha estiver definida para 10%, qualquer

Figura 10. Confiabilidade do abastecimento interpolada para valores mensais.

confiabilidade gerada aleatoriamente sobre o abastecimento industrial para Hong Kong tem uma probabilidade de 10% de obter um valor de confiabilidade abaixo de 100%. Executamos o experimento para três valores diferentes de probabilidade de falha: 10%, 20% e 66,67%, respectivamente. Sob cada conjunto de experimentos, são geradas 5.000 tabelas de confiabilidade. Os resultados dessas simulações estão plotados na Figura 11.

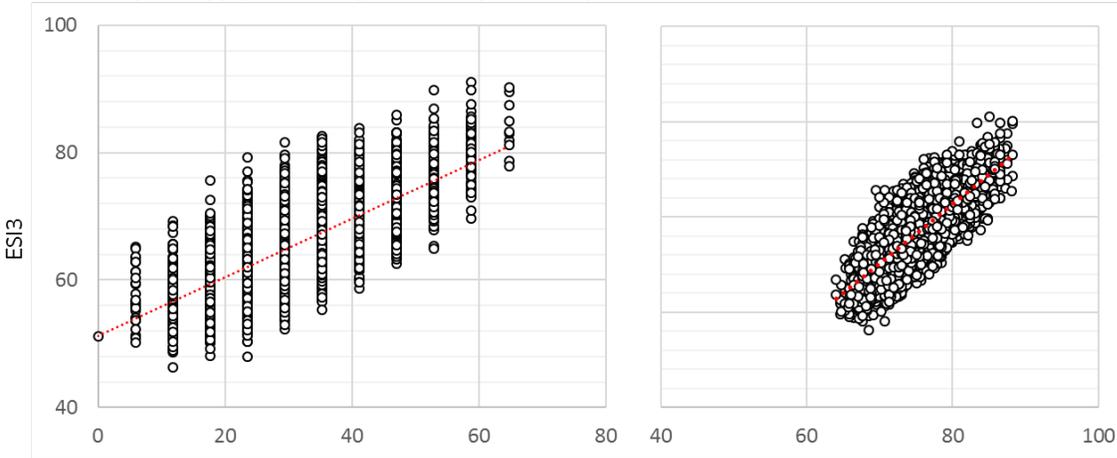
Os resultados para todas as três simulações mostram algum grau de controle entre os ESIs calculados, com diferentes níveis de informação. Com 17 USs, ESI com F1, pode, em princípio, ter 18 valores diferentes variando de nenhuma US em não conformidade a todas USs fora da conformidade. No entanto, nas simulações, vemos uma variação mais baixa. Isso é devido à uma probabilidade muito baixa de conformidade ordenada, com crescente probabilidade de falha em qualquer instância. Por exemplo, a probabilidade para a conformidade em qualquer instância na tabela de confiabilidade para o caso de 10% de probabilidade é 0,9. Para que a conformidade ocorra durante o ano todo no escopo, todas as doze instâncias precisam estar em conformidade. Assim, a probabilidade se torna $0,9^{12} = 0,282$. Na Figura 11, vemos 12 valores ESI para F1, variando de 0 USs em conformidade a 11 USs em conformidade. Para as 12 USs em conformidade, a probabilidade se tornará $0,282^{12} = 2,5E-7$. Conforme a probabilidade de falha aumenta, essa variação diminui ainda mais. E, no experimento com probabilidade de falha definida para 66,67%, nenhum caso é gerado pela simulação Monte Carlo onde qualquer US está em conformidade dentro do escopo.

ESI com F1 parece dar uma avaliação mais baixa ao serviço ecossistêmico com valores mudando significativamente conforme o sistema se torna mais propenso à falha. No entanto, algum grau de controle está presente; valores ESI menores (com F1) teriam a capacidade de prever valores ESI menores (com F1, F2 e F3). No entanto, o valor propriamente dito pode diferir significativamente. ESI (com F1 e F2) e ESI (com F1, F2 e F3) ficam mais próximos quando o sistema está menos propenso a falhas – com a linha de regressão tendo uma inclinação de quase 45 graus e os valores espalhados bem próximos à linha de regressão. Conforme a probabilidade de falha aumenta, essa relação muda, apesar de ainda próxima em termos de magnitude do que de ESI (com F1).

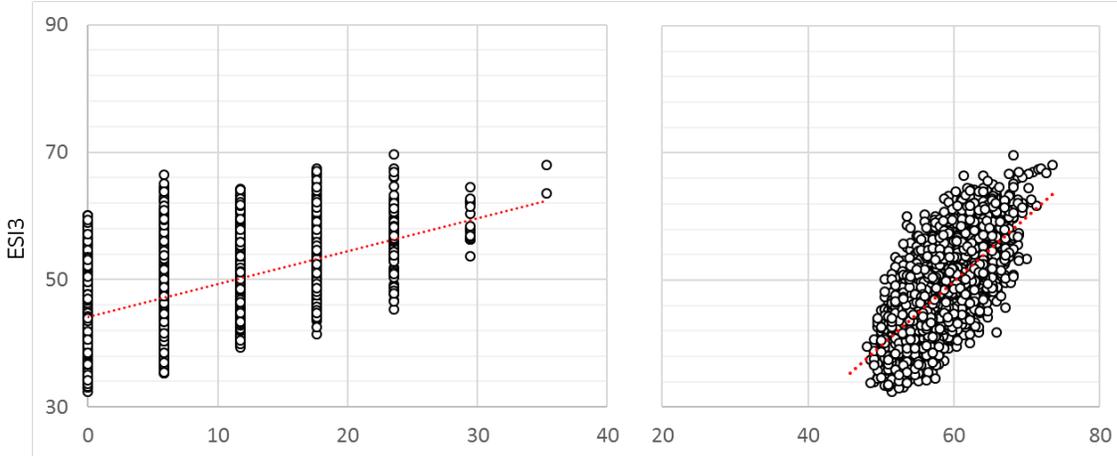
A sensibilidade parece sugerir que, apesar de calcular o ESI com 1 ou 2 dimensões apenas, como em casos similares a este teste, a conformidade dos serviços ecossistêmicos será subestimada – e o grau de subestimação não pode ser estabelecido com alta confiança sem informações prévias sobre a amplitude. No entanto, mesmo com essa limitação, o ESI calculado com número menor de dimensões mostra claramente a capacidade em retratar o estado do sistema e é útil na medição do desvio entre o abastecimento e a demanda.

Figura 11: Sensibilidade com (a) 10% de probabilidade de falha; (b) 20% com probabilidade de falha; e (c) 66,67% de probabilidade de falha

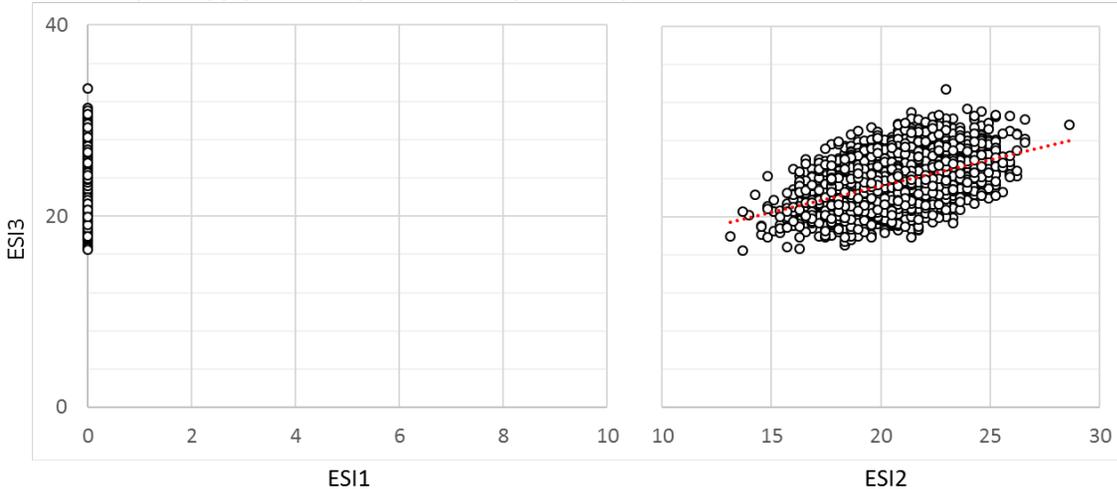
Sensibilidade para a confiabilidade do abastecimento com 10% de probabilidade de falha
Sensitivity to Supply-Reliability with 10% probability of failure



Sensibilidade para a confiabilidade do abastecimento com 20% de probabilidade de falha
Sensitivity to Supply-Reliability with 20% probability of failure



Sensibilidade para a confiabilidade do abastecimento com 66,67% de probabilidade de falha
Sensitivity to Supply-Reliability with 66.67% probability of failure



5.6 SERVIÇOS CULTURAIS

Esta classe de serviços ecossistêmicos é a mais difícil de avaliar quantitativamente. Ela requer uma compreensão simultânea dos contextos ecológicos e culturais (Daniel et al. 2012) e as mudanças em seus valores não são sempre claramente vinculadas a mudanças ecológicas (Chan et al. 2012). Serviços culturais são normalmente “agrupados” no sentido de que um ecossistema que mantém valores patrimoniais, espirituais e/ou motivacionais pode muito bem também oferecer benefícios recreacionais mais tangíveis (Plieninger et al. 2013). Os benefícios recreacionais (p. ex., pesca com anzol ou esportiva; turismo) são os mais comumente quantificados (Hernandez et al. 2013), mas têm havido também diversas tentativas para avaliar os serviços culturais menos tangíveis. Em exercícios de valoração monetária, esses serviços não devem ser avaliados separadamente, por não serem independentes e a sua avaliação como serviços distintos leva à contagem dupla.

Recomendamos fortemente considerar uma medida apropriada ao contexto para serviços culturais no Índice de Saúde da Água. Em bacias onde se espera que os benefícios de conservação e patrimônio cultural (5.6.1) sejam altamente correlacionados a benefícios recreacionais (5.6.2), será adequado medir apenas um, apesar de que algumas informações sobre o serviço omitido devam ser incluídas na narrativa acompanhante. Abaixo, resumimos brevemente algumas das aproximações mais comuns (com base em dados secundários) usadas em outras avaliações, assim como métodos que podem ser empregados para a coleta de dados primários mais adaptados às questões específicas em sua bacia.

5.6.1 Locais de conservação/patrimônio cultural

Patrimônio cultural neste contexto se refere às características biofísicas, objetos históricos, assim como práticas tradicionais que são significantes, de alguma forma, ao tempo presente. Incluímos a conservação de espécies dentro dessa categoria como representação do benefício de existência/legado de manter ativos biológicos e físicos para gerações futuras. Exemplos incluem as armadilhas de peixes aborígenes (Bark et al. 2014), lampreias do pacífico (Close et al. 2002) ou o sistema balinês *de terraçamento* para alocação de recursos hídricos (Lansing e Fox, 2011). Um método comum para avaliar esses benefícios é a medição de áreas protegidas/de conservação (Bottrill et al. 2014), uma vez que esse é um sinal de que as partes interessadas identificaram valores que valem a pena conservar nessas áreas.

- 1) **Criar um mapa com limites de área:** Comece pela estimativa da área total dentro da bacia que tenha uma designação como “protegida” por seus valores patrimoniais. Áreas protegidas (APs) podem não estar explicitamente conservando serviços culturais relacionados à água e, assim, use seu discernimento para determinar se essas devem ser excluídas. A Base de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas (<https://www.protectedplanet.net/>) oferece um ponto de partida, mas esse deve ser complementado com informações sobre outras localidades nacionais/regionais/locais reconhecidas. Se você optar por usar a área como a métrica final, ela terá que ser dimensionada em relação ao que pode ser considerado como a quantidade “ideal” de área protegida, o que é uma tarefa nada trivial. Há também um intervalo de eficácia de manejo dentro dessas áreas, significando que, em princípio, algumas áreas são mais capazes de proteger, e assim, fornecer valores patrimoniais, do que outras. Por fim, o valor cultural desses locais não é necessariamente função de seu tamanho. Na verdade, sua insuficiência pode contribuir para seu valor. Por essas razões,

recomenda-se realizar um segundo passo na avaliação, ponderando por área protegida (AP), de acordo com a quantidade relativa de valor cultural que elas fornecem.

- 2) **Ponderação de locais:** Há diversas formas para atribuir pesos a APs. A pesquisa participativa é normalmente recomendada para que as partes interessadas informem esses valores relativos (Hernandez et al. 2013). Como ponto de partida, os pesos podem ser atribuídos com base em uma hierarquia de classificações de AP. Por exemplo, locais com designações de Patrimônio Mundial da UNESCO ou Ramsar podem receber o peso mais alto, com pesos decrescentes atribuídos a locais reconhecidos nacional, regional e localmente. No entanto, a consulta com as partes interessadas ajuda a refinar essa abordagem, assim como oferece entendimento sobre características específicas (como a qualidade da água) que influenciam a percepção do valor relativo de um local. Um resumo dos métodos participativos para fazer isso pode ser encontrado em Chan et al. (2012) e uma descrição mais específica de envolvimento das partes interessadas para quantificar valores de locais em um mapa pré-identificado em Plieninger et al. (2013).

5.6.2 Recreação

Sistemas aquáticos são frequentemente parte importante de locais recreacionais externos, seja para atividades como a pesca, atividades náuticas e natação, ou como cenário para caminhadas e observação de pássaros. Recreação e ecoturismo são algumas vezes tratados separadamente, com o último citado, sendo uma classe secundária que tomadores de decisão podem querer isolar como uma atividade econômica. Para fins do Índice de Saúde da Água essa distinção é desnecessária.

A pescaria tem sido uma das atividades recreacionais mais comuns, quantitativamente avaliada, porque frequentemente requer viagens (uma aproximação para seu “valor” monetário) e muitas jurisdições exigem e mantêm dados sobre licenças. No entanto, muitos locais de lazer podem ter diversas finalidades, de forma que ter uma medida mais abrangente da recreação é frequentemente desejada. A coleta de dados adicionais sobre os recursos que tornam um local atraente para recreação permite também a estimativa de mudanças no futuro.

As avaliações podem começar pela estimativa do *potencial* de recreação dentro de uma bacia, ou até mesmo a *oportunidade*, o que considera também a acessibilidade (Paracchini et al. 2014). As informações normalmente incluem dados sobre a qualidade da água, proximidade a outros locais, integridade ecológica das paisagens no entorno, rodovias e trilhas, assim como a localização da população. Esses mapas oferecem uma linha de base que pode ser confirmada com dados reais sobre visitas ou usados para modelar como mudanças futuras poderiam afetar a recreação. Sua principal limitação é que eles medem apenas o *fornecimento* potencial do serviço.

Recomendamos o uso de alguma medida de demanda, na forma de dias de uso por pessoas, ou uma aproximação econômica, como o custo de viagem incorrido para a recreação. Parques nacionais, por exemplo, normalmente coletam informações sobre visitantes, mas isso é menos provável para locais recreacionais menos proeminentes. O advento de câmeras digitais onipresentes, georreferenciamento e compartilhamento de fotos on-line possibilita o aproveitamento de dados de “preferências reveladas” por recreadores e não apenas a demanda do mapa, mas também usam a análise de regressão para avaliar variáveis explicativas, como características de paisagem ou proximidade de estradas principais (Tenerelli et al. 2016). O site de mídia social Flickr torna acessível o banco de dados de fotografias

georreferenciadas e oferece uma fonte promissora de dados para avaliações de baixo custo da demanda de recreação ao ar livre, embora as fotografias sejam tendenciosas para a América do Norte e a Europa (Wood et al. 2013).

O método alternativo, mais convencional (e dispendioso) para coletar dados sobre a demanda recreacional é realizar uma pesquisa no(s) local(is) de interesse. Isso requer que pesquisadores qualificados sejam posicionados em locais de recreação para coletar dados dos visitantes (a distância que eles viajaram, a quantidade de tempo que estão gastando, as atividades em que se envolvem e os recursos que eles gostam do local). Assim, apesar de ser a abordagem mais prática e demorada para uma avaliação, ela fornece as estimativas mais confiáveis da demanda (que pode ser convertida em uma avaliação econômica) e ajuda a identificar formas menos evidentes de recreação, como passeios diários em um parque ribeirinho, que, no entanto, são úteis para as partes interessadas.

6. DIRETRIZES PARA AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE GOVERNANÇA E PARTES INTERESSADAS

6.1 QUEM SÃO AS PARTES INTERESSADAS?

Partes interessadas são os atores—desde cidadãos individuais a grupos de comunidades e organizações locais e internacionais—que dependem de serviços de água em uma bacia e/ou são envolvidos nas decisões que a afetam. Partes interessadas podem ser pessoas *internas* ou *externas*, sendo o último grupo citado, não diretamente dependente dos recursos da bacia, mas, mesmo assim, interessados nos resultados e influenciam o diálogo político e o financiamento. Essas partes interessadas operam dentro do subsistema de governança e suas regras, mas, ao mesmo tempo, elas podem ter um papel na mudança (ou subversão) das regras.

Em bacias grandes ou complexas, pode ser necessário começar com um exercício de mapeamento de partes interessadas, para identificar os grupos-chave (ou indivíduos), bem como seus interesses e influências sobre decisões na bacia. Categorias típicas incluem governos e suas agências especializadas (nacionais, estaduais/regionais e locais), organizações de bacias hidrográficas, negócios (incluindo provedores de serviços privados), fazendeiros, pesquisadores e grupos da sociedade civil. Outras partes interessadas podem incluir organizações intergovernamentais, instituições de liderança internacional e organizações internacionais sem fins lucrativos.

6.2 PESQUISA

Dos 12 subindicadores propostos dentro da categoria de Governança e Partes Interessadas, a maioria envolve um pouco de subjetividade refletindo as percepções das partes interessadas. Embora seja desejável usar dados objetivos e empíricos, como a contagem do número de reuniões de partes interessadas que uma organização de bacia hidrográfica realiza em um ano, tais dados são aproximações imperfeitas para os princípios reais ou processos de interesse. Ao medir a governança, dados de percepção (o que uma pessoa acredita estar ocorrendo) são especialmente úteis, porque os tomadores de decisão baseiam suas ações em suas percepções, e há também, frequentemente, uma divergência entre a governança *de facto* e *de jure* (Kaufman et al. 2010). Em outras palavras, em uma pesquisa baseada em percepção, as pessoas são solicitadas a aplicar uma escala de classificação subjetiva, ao invés de apenas responder perguntas objetivas (sim/não ou respostas numéricas). Para desenvolver dados abrangentes, sistemáticos e comparáveis para nossos indicadores de Governança e Partes Interessadas, recomendamos o emprego de uma pesquisa para uma gama alta de partes interessadas e, em seguida, repeti-la subsequentemente em rodadas seguintes de avaliação.

6.2.1 Implementação da pesquisa

Uma ferramenta de pesquisa foi desenvolvida para ser administrada a um grupo de especialistas regionais, familiarizados com questões de manejo de recursos hídricos na bacia. A ferramenta foi projetada para corresponder a 11 indicadores da Governança e Partes Interessadas – um “módulo” por subindicador, contendo entre 3 a 7 questões cada (consulte o Apêndice B). O arquivo máster está em inglês, mas também foi traduzido para chinês e outros idiomas. A versão original foi analisada e

aprovada pelo Comitê de Revisão Institucional da Conservation International, mas antes de aplicar a pesquisa, recomendamos garantir que ela seja também compatível com a política de ética de pesquisas da sua própria instituição, assim como com outras políticas de ética que possam estar implementadas nas jurisdições onde você deseja pesquisar.

A pesquisa foi projetada para que os respondentes levem aproximadamente uma hora para concluir, e pode ser aplicada pessoal ou remotamente (ou seja, enviada pelo correio ou eletronicamente), em cenários individuais ou em grupo. Uma reunião presencial, em grupo, pode ser mais eficiente para o(s) pesquisador(es) e pode ser integrada na agenda de uma reunião mais ampla. Se administrada pessoalmente, os pesquisadores devem ter o cuidado de não sugerir respostas ou influenciar, de outra forma, os respondentes. As informações devem ser limitadas às instruções da pesquisa e ao esclarecimento de termos que podem não estar claros.

Em princípio, qualquer parte interessada na bacia pode participar da pesquisa, mas os participantes só devem completar questões com as quais se sintam familiarizados em responder. Muitas questões exigem familiaridade com detalhes sobre o gerenciamento de recursos hídricos e tópicos relacionados, portanto, recomendamos usar uma técnica de amostragem não probabilística, conhecida como amostragem especializada. *A pesquisa não pretende ser uma amostra representativa da população*, o que exige a amostragem de probabilidade e centenas ou milhares de respondentes para inferir que os resultados representem a percepção da população geral na bacia. Ao contrário, os respondentes devem ser convidados com base em sua experiência com questões de governança de recursos hídricos na bacia. Recomendamos consultar primeiro o seu mapeamento de partes interessadas e identificar grupos, com altos níveis de interesse e engajamento na bacia, por eles provavelmente serem os mais familiarizados com as dinâmicas da governança atual. Em pesquisas baseadas em percepção, não há respostas “erradas”, mas os respondentes devem ser capazes de explicar suas respostas e oferecer uma visão das áreas de fraco (ou forte) desempenho, assim como das áreas de desacordo entre os respondentes.

A sua amostragem deve abranger todas as camadas do governo, junto com representantes da indústria, organizações sem fins lucrativos e pesquisadores acadêmicos. Não há um número mínimo de respondentes por grupo de partes interessadas e, em alguns casos, pode ser desejável para os grupos de partes interessadas ter a oportunidade de formular uma resposta “oficial” que incorpore diversas informações e permita a eles um tempo para consulta antes de responder. As respostas das pesquisas devem ser mantidas anônimas, mas recomendamos registrar a afiliação do setor dos respondentes (como o governo regional), assim como sua localização dentro da bacia, o que pode ser simplesmente “a jusante” “central” e “a montante”. Com essas informações e um número suficiente de respondentes, é possível analisar os dados quanto a diferenças e semelhanças. Uma quantidade grande de respondentes reduz a influência que um indivíduo respondente qualquer tem nos resultados e pode até mesmo oferecer um pouco de significância estatística para analisar diferenças setoriais ou geográficas. Deve ficar claro para os respondentes e, em comunicações subsequentes sobre os resultados, que os mesmos refletem as percepções de um painel especializado e o número de respondentes deve ser anotado.

Também pode ser necessário permitir que os respondentes reconsiderem e ajustem suas respostas após conhecerem os valores médios para o grupo. Os respondentes receberiam os resultados medianos (e desvios padrão) calculados para o grupo e, em seguida, seriam solicitados a reconsiderar suas respostas iniciais, divergentes da média. No entanto, a média não representa um “valor real” devido aos tópicos serem subjetivos e, assim, os respondentes podem ter razões legítimas para desviar substancialmente da média. Por este motivo, os desvios padrão devem ser calculados e registrados como uma medida da incerteza dos valores indicadores finais.

Embora a prioridade da pesquisa seja obter informações que se traduzam em subindicadores quantitativos, provavelmente será necessário e útil acompanhar e extrair informações qualitativas, especialmente em áreas de desempenho fraco. O momento e quantidade de esforço para isso estará relacionado às expectativas para o relatório narrativo que acompanha os indicadores. Portanto, é vantajoso administrar a pesquisa em uma base de um para um, e assim, mais entrevistas devem ser realizadas após a conclusão da pesquisa. Se informações qualitativas forem coletadas por meio do formato de discussão em grupo, não há garantia de que todas as perspectivas serão ouvidas.

6.2.2 Questões da pesquisa

Consulte o apêndice B para a pesquisa completa.

6.2.3 Análise das respostas

Uma planilha de cálculo foi desenvolvida para ajudar no registro e análise das respostas ([referência ao local para download](#)). Antes de analisar as respostas, você deve determinar se as questões individuais da pesquisa terão peso. Como cada módulo da pesquisa contém diversas questões, as questões individuais podem ser ponderadas antes de serem agregadas a uma pontuação numérica para o subindicador. Por exemplo, para uma questão sobre “Direitos aos Recursos”, os respondentes podem colocar um peso maior sobre direitos de captação das águas (A) e emissão/poluentes (B) do que para os direitos relacionados ao uso do solo (C) e atividades pesqueiras (D). Os mesmos princípios se aplicam, como descrito na Seção 2.4, se for preciso atribuir pesos nesse estágio, mas o padrão é deixar cada questão sem peso.

Recomendamos a não atribuição de pesos a indivíduos, mas isso também é uma possibilidade. Na prática, isso é usado para compensar a sub-representação ou excesso de representação dentro de uma amostra, mas, *a priori*, não há uma forma sólida para determinar como seria a demografia de um grupo de diversas partes interessadas.

Inicie pelo registro das respostas, atribuindo um código alfanumérico a cada respondente. Sugerimos isso para que você possa anotar cada setor (como por exemplo, “G” para Governo) e a localidade do respondente, mas o ponto importante é ter um identificador único para cada respondente. Cada respondente ocupa uma coluna na planilha.

O modelo da pesquisa usa uma escala de classificação de 0 a 10, de forma que essas pontuações devem ser inseridas de acordo. Para questões não respondidas, deixe as células em branco. Nós adotamos uma escala de 0 a 10 por três motivos. Primeiro, é uma aproximação melhor de uma escala tipo intervalo do que, por exemplo, uma escala de 5 pontos, a qual é ordinal e não intuitivamente vinculada a intervalos equidistantes. As pontuações da pesquisa são multiplicadas por 10 para corresponder aos valores no componente Governança e Partes Interessadas do Índice. Em segundo lugar, ter uma ampla gama de respostas deve ajudar a evitar respostas agrupadas fortemente ao ponto central (neutro). Em terceiro lugar, ter uma gama mais ampla deve ajudar a revelar mudanças menores entre os períodos de avaliação.

Conforme os dados dos respondentes são inseridos, o número (N), a média (Med) e o desvio padrão (DP) são calculados automaticamente para cada questão e, em seguida, agregados ao subindicador, ao indicador principal e à pontuação final. Como no Índice geral, esses indicadores são agregados usando uma média geométrica ponderada. Por padrão, os pesos são definidos para serem iguais para cada questão; para cada subindicador e para cada indicador principal. Como abordado na Seção 2.4, pode haver razões válidas para que os usuários forneçam pesos para essas etapas, o que afetará as pontuações agregadas. Como alternativa, a planilha pode ser usada como uma ferramenta exploratória, para determinar como os diferentes cenários de ponderação afetariam as pontuações agregadas. É improvável que a magnitude da diferença seja grande, mas o exercício de ponderação, por si só, pode ser útil para obter ainda mais percepção sobre as preferências implícitas dos respondentes e, assim, usar os valores ponderados deve ser uma aproximação melhor da pontuação “real”.

No entanto, com dados de percepção, inevitavelmente haverá desacordos sobre a pontuação real para uma questão relacionada a um indicador. Por esta razão, o DP oferece um teste de avaliação inicial para destacar áreas com pontuações altamente variáveis entre os respondentes. Ao usar a escala de 0 a 10, recomendamos a sinalização das questões com um DP > 2 para investigação mais aprofundada entre os grupos de respondentes. Embora haja razões válidas para os respondentes terem uma percepção bastante diferente sobre a mesma questão, pode ser uma questão de interpretação individual diferente da *escala*. Após os resultados iniciais terem sido analisados, recomendamos a realização de uma discussão de acompanhamento dos itens de desacordo e, em seguida, submeter os respondentes à mesma pesquisa para permitir que eles ajustem as respostas.

Com uma amostra de tamanho suficiente (> 20, e representantes de diferentes setores e localidades), pode valer a pena examinar as características dos respondentes, como fatores explanatórios. É improvável que diferenças estatisticamente significativas sejam encontradas entre os grupos, mas as informações de identificação são coletadas para explorar essa possibilidade. Ela também revela as influências potenciais atribuíveis à localidade de um respondente dentro da bacia ou afiliação setorial. Essas informações não invalidam as respostas, mas podem oferecer um contexto útil quando da interpretação de valores de índice e para tomadas de decisões do desenvolvimento da política e de manejo de recursos hídricos.

7. ESTRESSORES E CENÁRIOS

Uma das finalidades do Índice de Saúde da Água, além de avaliar a saúde da bacia, é a projeção dos efeitos de estressores e cenários sobre os valores dos índices, em face do risco e incerteza. Isso pode ajudar a avaliar o efeito de esforços potenciais de planejamento sobre a saúde da água doce, a classificar as ações de manejo propostas com relação à saúde da água doce, e a explorar os efeitos de novas condições ambientais ou mudanças na bacia.

Planejamento ou análise de cenário é uma estrutura para a exploração de opções e desenvolvimento de planos mais robustos, diante da incerteza irreduzível (Peterson et al. 2003). Cenários são altamente incertos, ainda assim, futuros plausíveis que podem incluir novos estressores. Eles podem representar estados futuros plausíveis de um sistema sob diferentes projeções climáticas, planos distintos de manejo ou desenvolvimento propostos, como a localização de uma barragem ou expansão de irrigação, ou diferentes efeitos incertos de um plano de manejo ou desenvolvimento para o sistema como desvios do regime de vazão natural sob uma proposta de posicionamento de uma barragem ou alterações difusas, como perdas florestais ou aumentos no uso de fertilizantes.

Embora o objetivo primordial do Índice de Saúde da Água seja avaliar a sustentabilidade da água doce, seus pontos fortes são realçar as contrapartidas entre os serviços ecossistêmicos e a avaliação de planos de manejo ou desenvolvimento propostos para prover apoio a decisões na escala da bacia, onde decisões de manejo têm as maiores relevâncias. Por exemplo, avaliações dos índices sob cenários diferentes de mudança climática ou manejo podem ser realizadas na estrutura do Índice de Saúde da Água (veja a Tabela 10) para projetar diversos resultados, os quais podem estar sujeitos a regras de tomadas de decisão (Regan et al. 2005; Polasky et al. 2011). Em casos onde há falta de dados e mudanças direcionais em valores indicadores podem ser apuradas, elas podem ser úteis para julgar os efeitos relativos de diferentes cenários ou classificações de propostas de manejo ou desenvolvimento. A classificação de opções pode ser suficiente para informar decisões em situações de incerteza em muitas circunstâncias. Da mesma forma, a estrutura pretende ser incorporada dentro de uma estrutura de manejo adaptativa, atualizando as informações conforme se aprende mais sobre os efeitos de cenários de incerteza, como as mudanças climáticas e seus impactos.

Tabela 10. Principais tipos de mudança ambiental e indicadores com maior probabilidade de serem afetados

Mudança climática	Modificação do uso do solo*	Mudança na alocação de recursos hídricos
Desvio da vazão natural	Desvio da vazão natural	Desvio da vazão natural
Armazenamento de águas subterrâneas	Qualidade da água	Armazenamento de águas subterrâneas
Biodiversidade	Condições da bacia hidrográfica	Biodiversidade
Estresse/confiabilidade dos recursos hídricos	Biodiversidade	Estresse/confiabilidade dos recursos hídricos
Biomassa para consumo	Estresse/confiabilidade dos recursos hídricos	
Regulação de inundações	Regulação de sedimentos	
	Regulação de inundações	
	Conservação/patrimônio cultural	

*Aqui, incluímos decisões sobre os locais para construção de barragens como um caso especial de modificação do uso do solo, apesar de que, na prática, os cenários de posicionamento de barragens devem ser avaliados de forma independente.

7.1 CENÁRIOS

A meta da análise do cenário usando a abordagem do Índice de Saúde da Água é permitir que partes interessadas considerem as mudanças que abrangem diversas dimensões de ecossistemas e serviços ecossistêmicos relacionados à água. Ao invés de focar na definição de um resultado definitivo sobre o estado do sistema, em resposta a mudanças de desenvolvimentos futuros, o processo pretende ajudar as partes interessadas a identificar as contrapartidas potenciais que elas provavelmente enfrentarão ao manejar o sistema de água doce e avaliar quais etapas elas podem realizar para reduzir os riscos à saúde geral do sistema. A Figura 12 abaixo ilustra a evolução do sistema socioecológico da água doce com mudanças de fatores forçantes ao longo do tempo. O trabalho através de cenários pode ajudar a explorar os impactos de tais forçantes na saúde da água doce.

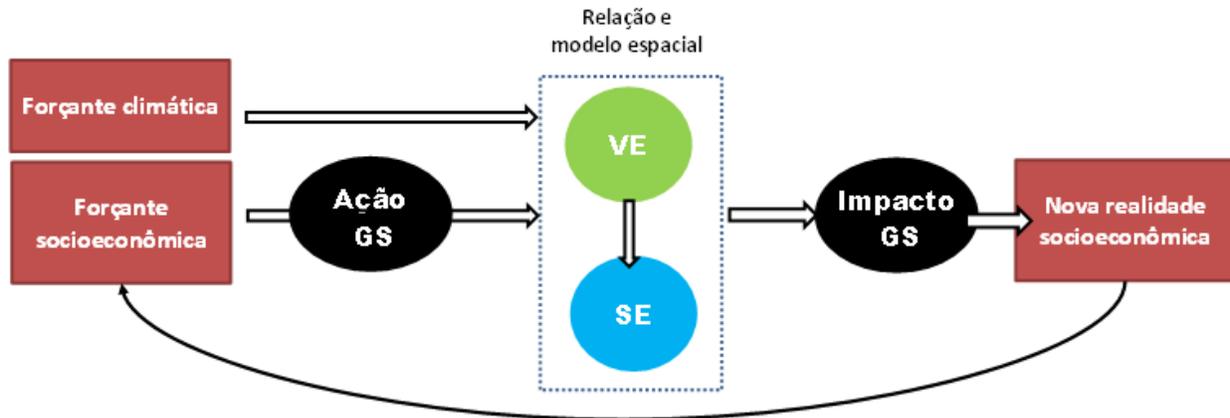


Figura 12. Forçante climática e socioeconômica sobre os componentes do Índice de Saúde da Água

* NOTA: GS se refere à Governança e Partes Interessadas, VE, à Vitalidade do Ecossistema, e SE, aos Serviços Ecossistêmicos.

Nas seções abaixo, identificamos quatro classes principais de modificações que podem ser relevantes ao desenvolvimento de uma bacia hidrográfica. Para cada classe, em geral, as partes interessadas podem trabalhar através das seguintes etapas:

1. Definir e quantificar o melhor possível as mudanças nos parâmetros para os sistemas de água doce. Por exemplo, em um determinado cenário climático, a mudança esperada pode ser que a precipitação cairá em x%. A meta é ser abrangente, cobrindo as principais mudanças que podem ser introduzidas no sistema, no entanto, brevemente.
2. Com um grupo diverso de partes interessadas, explore os indicadores da vitalidade do ecossistema e serviços ecossistêmicos que foram calculados na avaliação atual e, para cada indicador, identifique (em resposta à etapa 1): a direção da mudança no indicador e a variação esperada em termos de queda ou aumento do percentual no valor indicador.
3. Onde houver modelos disponíveis que possam ser usados para projetar o valor para todos ou para um subconjunto de indicadores, com base nos parâmetros modificados na etapa 1, este exercício deve ser realizado para reforçar a confiança nos valores obtidos na etapa 2.
4. Se os valores obtidos na etapa 2 e 3 forem significativamente diferentes, deverá ser feita uma consulta entre as partes interessadas e especialistas para explorar as causas.
5. Com base nos resultados das etapas 2, 3 e 4, as partes interessadas devem identificar quais dimensões da saúde da água doce (capturadas por meio do respectivo indicador) estão sendo estressadas, se alguma forma, devido a forçantes, e considerar as respostas que eles podem considerar para redução dos impactos negativos.
6. Dependendo do cenário e da ação considerada, as partes interessadas podem querer fazer a iteração das etapas ou explorar o impacto de ações de manejo alternativas.

7.1.1 Mudanças Climáticas Globais

Três áreas principais de incerteza estão em jogo na tomada de decisões frente às mudanças climáticas: 1) incerteza nas projeções climáticas devido a diferentes modelos de circulação geral (GCMs) empregados, e os cenários de emissão de gases usados como dado de entrada para esses modelos (IPCC 2014), 2) incerteza nos impactos aos ecossistemas e hidrologia da água doce sob essas projeções e, 3) incerteza nos efeitos de decisões de manejo e planejamento específicas dos sistemas de água doce sob o clima e mudanças associadas (Lawler et al. 2010).

Um clima mais quente acompanhado por mudanças nos padrões de precipitação afetará regimes hidrológicos, ciclos biogeoquímicos, composição e produtividade das comunidades, bem como a estrutura e função do ecossistema de zonas úmidas (Arnell e Gosling 2013, Grimm et al. 2013, Pyne e Poff 2016, van Dijk et al. 2015). O aumento do nível do mar provavelmente inundará muitas áreas, elevando a salinidade das zonas úmidas de água doce, desencadeando a intrusão de água salgada em aquíferos e alterando comunidades bióticas assim como a qualidade da água (Craft et al. 2009; Weston et al. 2006). Alterações aos regimes de perturbação natural, como incêndios ou furacões intensos podem também ter efeitos significativos na saúde da água doce (Michener et al. 1997). Alterações na frequência, tempo de ocorrência e intensidade dos eventos pluviométricos podem afetar o transporte de sedimentos, nutrientes e outros constituintes das zonas úmidas, assim como desencadear eventos de enchentes maiores (Arnell e Gosling 2016). Perturbações no período e vazões hidrológicas podem afetar significativamente as comunidades aquáticas e processos biogeoquímicos associados, que, por sua vez, influenciam a qualidade da água (Delpla et al. 2009). A sensibilidade temporal dos recursos da água doce às mudanças climáticas varia ao longo do ano, entre anos e entre séculos (Ford e Thornton 2012).

Os componentes Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos serão os mais relevantes para analisar os efeitos das mudanças climáticas nos indicadores. A avaliação dos indicadores sob cenários de mudanças climáticas deve usar o modelo hidrológico como a base à qual os dados relacionados ao clima estão vinculados (veja a seção 3.2). Mudanças projetadas na precipitação serão da maior relevância na avaliação dos efeitos das mudanças climáticas em sistemas hidrológicos, e isso afetará diretamente as avaliações do desvio do regime da vazão natural e alterações no armazenamento de águas subterrâneas. Idealmente, as projeções de precipitação devem ser baseadas em modelos de circulação geral estabelecidos para a bacia; eles devem abranger uma gama de cenários incluindo baixas a altas emissões; e devem ser reduzidos para uma escala espacial significativa ou prontamente disponível. Na ausência de tais dados, cenários hipotéticos podem ser usados para explorar os efeitos das mudanças na precipitação, ou seja, o cenário de base mais ou menos 10% de mudança na precipitação. Os resultados do modelo hidrológico com precipitação projetada alimentam então outros modelos na cadeia de modelos (Figura 3), permitindo o cálculo de outros indicadores (por exemplo, modelos de qualidade da água e de danos de inundações).

Mudanças na temperatura podem também afetar os componentes bióticos dos ecossistemas de água doce, como os tamanhos das populações das espécies em risco e invasoras. Isso é difícil de estimar e dependerá de informações sobre tolerâncias fisiológicas. No entanto, alterações na distribuição do habitat de espécies devido a mudanças na precipitação e temperatura podem ser modeladas usando Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs), os quais indicam mudanças relativas à biodiversidade.

Para avaliar totalmente os efeitos na elevação do nível do mar em bacias costeiras, um modelo totalmente tridimensional (3D) de circulação da bacia, como o descrito por Zheng e Weisberg (2012), é recomendado (NRC 2014). O ideal é que ele seja complementado por um modelo hidrológico regional,

bem como por um modelo atmosférico da região. (p. ex., Maxwell et al. 2011). A compreensão da intrusão da salinidade em zonas úmidas costeiras e aquíferos usados para o abastecimento de água requer um modelo de vazão da água em conjunto com um modelo de vazão de águas subterrâneas de densidade variável. Como é improvável que isso seja possível para a maioria das bacias costeiras, será necessário incluir os efeitos da elevação do nível do mar de forma gradual e incompleta, sem os benefícios de um modelo de sistemas que englobe todos os componentes relevantes. Para esse fim, cenários hipotéticos plausíveis (por exemplo, elevação do nível do mar em 1,5 metros) podem ser a única opção para a análise dos efeitos da elevação do nível do mar em sistemas de água doce. Nesses casos, será necessário considerar também a gama de efeitos resultantes nos indicadores com maior probabilidade de serem afetados. Por exemplo, para a qualidade da água, será necessário considerar a medida de salinidade na análise do cenário de mudanças climáticas, mesmo se ela não foi considerada na avaliação de base.

Recomendamos as seguintes etapas na aplicação do Índice de Saúde da Água para avaliação dos resultados da mudança climática:

1. Incentivamos que os avaliadores pensem sistematicamente primeiro nos mecanismos potenciais de impacto da mudança climática na bacia. A identificação de mecanismos de impacto prováveis ajudará a definir os principais indicadores a ser usados nas avaliações do Índice de Saúde da Água no contexto das mudanças climáticas. O processo de diagnóstico pode ser auxiliado pelo desenvolvimento de modelos diagramáticos.
2. Os avaliadores devem identificar os indicadores relevantes aos mecanismos das mudanças nos índices sob mudança climática identificados na Etapa 1. Esses indicadores provavelmente incluirão a Quantidade de Água, Qualidade da Água e Biodiversidade sob Vitalidade do Ecossistema e Provisão, Qualidade da Água e Regulação e Suporte, sob o componente Serviços Ecossistêmicos
3. Para a incorporação mais explícita de impactos climáticos futuros nos indicadores, os avaliadores são encorajados a identificar dados disponíveis e modelos que possam ser usados para estimar indicadores sob mudanças climáticas. Quando há modelos, mas não há dados de mudanças climáticas relevantes disponíveis para parametrizar os modelos, os avaliadores devem selecionar cenários plausíveis para temperatura, precipitação e elevação do nível do mar. Cenários climáticos devem abranger uma gama de cenários de emissões alta a baixas ou de mudanças altas a baixas na temperatura, precipitação e níveis do mar. Em casos onde não houver modelos disponíveis para estimar os indicadores (como a qualidade da água), inferências informadas por dados, resultados das literaturas revisadas por profissionais da área ou opinião de especialistas precisarão ser feitas em relação aos efeitos dessas mudanças nos indicadores relevantes. Se isso não for possível, então, esses indicadores não devem ser submetidos à avaliação sob a mudança climática, e os valores de base para eles devem ser usados na avaliação. Um horizonte temporal significativo deve ser selecionado, o qual seja relevante às metas de manejo e planejamento na bacia, e pode refletir mudanças antecipadas, mas também se alinhar às projeções climáticas disponíveis para a bacia. Por exemplo, uma projeção para 2040 está na faixa de parâmetros de planejamento espaciais típicos, enquanto uma projeção para 2100, além de ser ainda mais incerta, excede, em muito, a maioria dos cenários de planejamento e manejo.

4. Por fim, modelos hidrológicos vinculados a outros modelos de sistema (veja a Figura 3) devem ser processados com os dados ou cenários climáticos para fornecer valores para os indicadores sob os cenários das mudanças climáticas. Esses podem então, ser agregados (como descrito acima) para fornecer um índice relevante ao cenário para cada componente que, por sua vez, pode ser comparado aos índices de base, para medir mudanças projetadas na saúde da água doce.

7.1.2 Alterações no uso do solo

Alterações no uso do solo incluem a conversão do solo de um estado ao outro para o uso humano (como de áreas naturais para terras de cultivo) ou, menos frequentemente, como restauração para uma condição mais natural. As alterações ao uso do solo permanecem como a ameaça mais séria à biodiversidade e prejudica a capacidade dos ecossistemas para fornecer água (Foley et al. 2005). Diversos indicadores nos componentes Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos poderiam mudar com a alteração no uso do solo, mais notadamente e diretamente as condições da bacia hidrográfica sob a Vitalidade do Ecossistema. Dependendo do tipo de alteração do uso do solo, outros indicadores podem também ser afetados. Por exemplo, se o solo natural for convertido em terra de cultivo, efeitos auxiliares na Vitalidade do Ecossistema são prováveis, como declínios na biodiversidade devido à redução de habitat, declínios na qualidade da água devido ao uso de fertilizantes e escoamento superficial, assim como desvios maiores do regime da vazão natural ou mudanças no armazenamento de águas subterrâneas devido a uma maior pressão por irrigação. Os indicadores de Serviços Ecossistêmicos também podem ser afetados apresentando alguns declínios e alguns aumentos no valor do indicador. Usando a mudança de solo natural para agricultura como um exemplo, maior estresse no abastecimento de água deve ocorrer (resultando em uma redução do valor anual médio do indicador de estresse de água), mas a quantidade total de biomassa para consumo aumentará. Os indicadores Regulação e Suporte também podem diminuir, tais como as métricas de qualidade da água e mudanças na sedimentação e retenção de nutrientes. Se terras naturais servirem como áreas recreacionais, o indicador cultural/estético pode também diminuir ou aumentar, dependendo do uso recreacional (p. ex., oportunidades de observação de pássaros podem aumentar em determinados tipos de terras de cultivo).

O Índice de Saúde da Água pode ser usado também como uma ferramenta para exploração dos efeitos do planejamento de infraestrutura. A infraestrutura em bacias inclui represas para energia hidrelétrica ou consumo de água e dragagem, canalização ou correção de leitos para a navegação. Todos esses podem afetar os indicadores de Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos. Com o componente Serviços Ecossistêmicos, a infraestrutura pode ter efeitos prejudiciais para a regulação de enchentes, para a qualidade da água e sedimentação, mas também pode melhorar a variabilidade interanual do abastecimento relativo à demanda. Ela pode afetar a quantidade e a qualidade da água, as condições da bacia hidrográfica e indicadores de biodiversidade sob a Vitalidade do Ecossistema. O conjunto de indicadores que pode mudar sob um cenário de planejamento de infraestrutura será altamente dependente do contexto. No entanto, as etapas descritas abaixo orientam sobre a estratégia para se tomar frente a uma mudança de uso do solo ou cenário de planejamento de infraestrutura.

Recomendamos as etapas a seguir para o cálculo do Índice de Saúde da Água sob cenários de alteração do uso do solo:

1. Os avaliadores devem determinar o tipo exato e a extensão da alteração no uso do solo no início da avaliação do cenário, bem como o período para a conversão. Isso deve incluir a localização e área de conversão, o tipo de conversão (do estado A para o estado B – consulte a seção 4.3.2) e os tipos específicos de atividades que ocorrerão após a conversão.
2. Incentivamos que os avaliadores pensem sistematicamente por meio de mecanismos potenciais sobre o impacto da alteração do uso do solo na bacia. A identificação de mecanismos de impacto prováveis ajudará a definir os principais indicadores usados nas avaliações do Índice de Saúde da Água no contexto da alteração do uso do solo. O processo de diagnóstico pode ser auxiliado pelo desenvolvimento de modelos diagramáticos.
3. Os avaliadores devem identificar os indicadores relevantes aos mecanismos das mudanças nos índices sob alteração do uso do solo identificados na Etapa 2. Esses indicadores podem incluir qualquer um dentre os componentes de Vitalidade do Ecossistema e Serviços Ecossistêmicos.
4. Para a incorporação de impactos da alteração do uso do solo nos valores indicadores de forma mais explícita, os avaliadores são encorajados a identificar dados disponíveis e modelos que possam ser usados para estimar indicadores sob o tipo de alteração do uso do solo imposta. Por exemplo, um mapa da localização, área e tipo da alteração de uso do solo proposta pode informar diretamente um indicador de cálculo da naturalidade da cobertura do solo, o qual, por sua vez, pode ser usado para informar mudanças no número e tamanho populacional de espécies em risco. Em casos onde não houver modelos disponíveis para estimar os indicadores (como uso recreacional), inferências informadas por dados, literatura revisadas por profissionais da área ou opinião de especialistas precisarão ser feitas em relação aos efeitos dessas mudanças nos indicadores relevantes. Se isso não for possível, então esses indicadores não devem ser submetidos à avaliação sob a alteração do uso do solo e os valores de base para eles devem ser usados na avaliação.
5. Por fim, modelos disponíveis (veja as figuras 3 e 4) devem ser processados juntos com os dados relevantes ao tipo, local e quantidade de alteração do uso do solo proposta, para fornecer valores para os indicadores sob esse cenário. Esses podem então, ser agregados (como descrito acima) para fornecer um índice relevante ao cenário para cada componente que, por sua vez, pode ser comparado aos índices de base para medir mudanças projetadas na saúde da água doce.

7.1.3 Alocação da Água e Contrapartidas

Como a quantidade de água frequentemente é limitada e existem inúmeras necessidades dentro de uma bacia, é preciso que recursos hídricos de qualidade suficiente sejam alocados para diferentes usos, como consumo humano municipal, agricultura, indústria, energia, fluxos ambientais, etc. Os recursos hídricos precisam ser alocados de maneira a atingir metas econômicas, sociais e ambientais. Portanto, a alocação da água faz compensações entre as prioridades das partes interessadas, confiabilidade do abastecimento de água, equidade, crescimento econômico e a manutenção de ecossistemas (<http://www.sswm.info/content/water-allocation>). A alocação da água pode mudar por diversas razões econômicas, sociais ou ambientais, incluindo maior necessidade de águas municipais devido ao crescimento populacional, industrial ou expansão agrícola, ou secas, assim como o desvio das águas ou projetos de transferência para entregar água dentro ou fora da bacia.

Recomendamos que o Índice de Saúde da Água seja usado como um suporte de decisão adicional para suplementar os modelos de alocação de água existentes, para explorar o efeito das decisões de alocação de água na bacia. Por exemplo, o REALM (REsource ALlocation Model) (Perera et al. 2005) ou o modelo de alocação da água Avaliação e Planejamento de Águas (WEAP, na sigla em inglês) (Yates et al. 2005) pode ser usado para estruturar os cenários de alocação de água e oferecer informações sobre a quantidade e qualidade para o componente Vitalidade do Ecossistema e a provisão e regulação/suporte para o componente Serviços Ecossistêmicos para o Índice de Saúde da Água Outros indicadores também podem ser relevantes para diferentes cenários de alocação da água, p. ex., locais de conservação/cultural/patrimônio. Os valores dos Índices de Saúde da Água podem então ser usados para classificar cenários alternativos de alocação da água como informações adicionais no processo de tomada de decisões.

8. ATUALIZAÇÃO DE AVALIAÇÕES

Recomenda-se que as avaliações sejam atualizadas a cada cinco anos, a não ser que ocorram mudanças rápidas, neste caso a avaliação deve ser conduzida como resposta à mudança. No entanto, análises de cenário podem ser realizadas a qualquer momento e serão induzidas pela necessidade de informações para a tomada de decisões.

9. REFERÊNCIAS

Alessa, L., Kliskey, A., Lammers, R., Arp, C., White, D., Hinzman, L., and Busey, R. 2008. The arctic water resource vulnerability index: an integrated assessment tool for community resilience and vulnerability with respect to freshwater. *Environmental Management*, 42(3):523-541.

Angermeier PL. 2000. The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology* 14(2):373-381.

Arnell, N. W. e Gosling, S. N. 2013. The impacts of climate change on river flow regimes at the global scale. *Journal of Hydrology*, 486:351-364.

Arnell, N. W. e Gosling, S. N. 2016. The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134(3):387-401.

Bark, R. H., Barber, M., Jackson, S., Maclean, K., Pollino, C., & Moggridge, B. 2015. Operationalising the ecosystem services approach in water planning: a case study of indigenous cultural values from the Murray–Darling Basin, Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(3):239-249.

Binder, C.R., Hinkel, J., Bots, P.W.G. e Pahl-Wostl, C. 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems. *Ecology and Society*, 18(4):26.

Bottrill, M., Cheng, S., Garside, R., Wongbusarakum, S., Roe, D., Holland, M. B., ... & Turner, W. R. 2014. What are the impacts of nature conservation interventions on human well-being: a systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 3(1):16.

Brown B.B. 1968. Delphi Process: A Methodology Used for the Elicitation of Opinions of Experts. The RAND Corporation, Santa Monica, CA.

Brown C and Lall U. 2006. Water and economic development: The role of variability and a framework for resilience. *Natural Resources Forum* 30(4):306-317.

Burroughs R. 1999. When stakeholders choose: process, knowledge, and motivation in water quality decisions. *Society and Natural Resources* 12(8):797-809.

Cai, M., McKinney, D.C. e Lasdon, L.S. 2002. A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darya Basin. *Water Resources Research*, 38(6):21-2 – 21-14.

Caro, T. 2010. Conservation by proxy: Indicator, umbrella, keystone, flagship and other surrogate species. Island Press, Washington, D.C.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
[http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20User's%20Manual%20\(en\).pdf](http://www.ccme.ca/files/Resources/calculators/WQI%20User's%20Manual%20(en).pdf)

- Clarkin K., Connor A., Furniss M.J., Gubernick B., Love M., Moynan K. et al. 2005. National inventory and assessment procedure—for identifying barriers to aquatic organism passage at road-stream crossings. US Dep Agric for Serv. <http://www.fs.fed.us/biology/nsaec/fishxing/publications/PDFs/NIAP.pdf>
- Close, D. A., Fitzpatrick, M. S., & Li, H. W. 2002. The ecological and cultural importance of a species at risk of extinction, Pacific lamprey. *Fisheries*, 27(7):19-25.
- Cote D, Kehler DG, Bourne C e Wiersma YF. 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* **24**(1):101-113.
- Covello, V. T. e Merkhoher, M. W. (2013). Risk assessment methods: approaches for assessing health and environmental risks. Springer Science and Business Media.
- Craft, C., Clough, J., Ehman, J., Joye, S., Park, R., Pennings, S., ... e Machmuller, M. 2009. Forecasting the effects of accelerated sea-level rise on tidal marsh ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2):73-78.
- de Groot RS, Wilson MA e Boumans RM. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* **41**(3):393-408.
- Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, et al. 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**(23):8812-8819.
- Dickin SK, Schuster-Wallace CJ, Elliott SJ. 2013. Developing a vulnerability mapping methodology: Applying the Water-Associated Disease Index to Dengue in Malaysia. *PLoS ONE* 8(5): e63584. doi:10.1371/journal.pone.0063584
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* **81**:163-182.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... e Helkowski, J. H. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734):570-574.
- Ford, D.E. e Thornton, K.W. 2012. Water resources in changing climate. In Firth, P. and Fisher, S.G. (eds.) *Global Climate Change and Freshwater Ecosystems*. Springer Verlag, NY. Pp 26-47.
- Gehrke P, Brown P, Schiller CB, Moffatt DB e Bruce A. 1995. River regulation and fish communities in the Murray–Darling river system, Australia. *Regulated Rivers: Research and Management* 15:181–198.
- Gippel, C.J., Zhang, Y., Qu, X., Kong, W., Bond, N.R., Jiang, X. e Liu, W. 2011. River health assessment in China: comparison and development of indicators of hydrological health. ACEDP Australia-China Environment Development Partnership, River Health and Environmental Flow in China. The Chinese Research Academy of Environmental Sciences, the Pearl River Water Resources Commission and the International WaterCentre, Brisbane, September.
- Gleick PH. 1998. Water in crisis: paths to sustainable water use. *Ecological Applications* 8:571-579.
- Gregory KJ. 2006. The human role in changing river channels. *Geomorphology* 79:172-191.

- Grey D e Sadoff CW. 2007. Sink or swim? Water security for growth and development. *Water Policy* 9(6):545-571.
- Grimm, N. B., Chapin, F. S., Bierwagen, B., Gonzalez, P., Groffman, P. M., Luo, Y., ... e Schimel, J. 2013. The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(9):474-482.
- GWP (Global Water Partnership). 2009. Global Water Partnership Strategy 2009-2013. Stockholm, Sweden. http://www.gwp.org/Global/GWP-CEE_Files/About/GWP_Strategy_2009-2013_final.pdf
- Haines-Young, R. e Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In Raffaelli, D. e C. Frid (eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. BES Ecological Reviews Series. Cambridge: Cambridge University Press, pp.110–139.
- Haines-Young, R. e Potschin, M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003 (Download no endereço www.cices.eu ou www.nottingham.ac.uk/cem)
- Hart, B. T., Maher, B. e Lawrence, I. 1999. New generation water quality guidelines for ecosystem protection. *Freshwater Biology* 41(2):347-359.
- Hooper B. 2010. River basin organization performance indicators: application to the Delaware River basin commission. *Water Policy* 12:461-478.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri e L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.
- Ivey JL, Smithers J, de Loë RC e Kreutzwiser RD. 2004. Community capacity for adaptation to climate-induced water shortages: linking institutional complexity and local actors. *Environmental Management* 33:36-47.
- Konikow LF and Kendy E. 2005. Groundwater depletion: A global problem. *Hydrogeology Journal* 13:317-320.
- Ladson AR, White LJ, Doola, JA, Finlayson BL, Hart BT, Lake PS e Tilleard JW. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 41(2):453-468.
- Lansing, J. S., & Fox, K. M. 2011. Niche construction on Bali: the gods of the countryside. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 366(1566):927-934.

Lawler, J.J., Tear, T.H., Pyke, C., Shaw, M.R., Gonzalez, P., Kareiva, P., Hansen, L., Hannah, L., Klausmeyer, K., Aldous, A., Bienz, C. e Pearsall, S. 2010. Resource management in a changing and uncertain climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(1):35–43.

Le TV., Nguyen HN, Wolanski E, Tran TC e Haruyama S. 2007. The combined impact on the flooding in Vietnam's Mekong River delta of local man-made structures, sea level rise, and dams upstream in the river catchment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71(1):110-116.

Lehner, B., Grill G. 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15):2171–2186. Dados disponíveis no endereço www.hydrosheds.org.

Lemos MC e Agrawal A. 2006. Environmental governance. *Annual Review of Environment and Resources* 31:297-325.

Loh, J., Green, R. E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V. e Randers, J. 2005. The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454):289-295.

Machado, A. 2004. An index of naturalness. *Journal for nature conservation*, 12(2):95-110.

Maxwell, R. M., J. K. Lundquist, J. D. Mirocha, S. G. Smith, C. S. Woodward e A. F. B. Tompson. 2011. Development of a coupled groundwater–atmosphere model. *Monthly Weather Review* 139:96-116.

McGinnis, M. D. e E. Ostrom. 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges, *Ecology and Society*, 19(2):30, 10.5751/es-06387-190230.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, 2005. Island Press, Washington, DC.

Merkhofer, M. W. (2012). *Decision Science and Social Risk Management: A Comparative Evaluation of cost-benefit analysis, decision analysis, and other formal decision-aiding approaches (Vol. 2)*. Springer Science & Business Media.

Michener, W. K., Blood, E. R., Bildstein, K. L., Brinson, M. M. e Gardner, L. R. 1997. Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications*, 7(3):770-801.

Modarres, M. (2006). *Risk analysis in engineering: techniques, tools, and trends*. CRC press.

Moglia M, Alexander KS e Sharma A. 2011. Discussion of the enabling environments for decentralised water systems. *Water Science & Technology* 63:2331-2339.

Moore, R. E. 1966. *Interval analysis (Vol. 4)*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall.

Naiman J e Dudgeon D. 2011. Global alteration of freshwaters: Influences on human and environmental well-being. *Ecological Resources* 26:865–873.

- Nazemi A e Wheater HS. 2015. On inclusion of water resource management in Earth system models—Part 2: Representation of water supply and allocation and opportunities for improved modeling. *Hydrology and Earth System Sciences* 19(1):63-90.
- NRC (National Research Council). 2014. *Progress Toward Restoring the Everglades: The Fifth Biennial Reivew, 2014*. National Academies Press, Washington, DC. 240 pp.
- OECD. 2008. *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*. Disponível para download no endereço <http://www.oecd.org/std/42495745.pdf>
- OECD. 2015. *Stakeholder Engagement for Inclusive Water Governance*. OECD Publishing, Paris. DOI: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264231122-en>
- Ostrom E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422.
- Pahl-Wostl C, Conca K, Kramer A, Maestu J e Schmidt F. 2013. Missing links in global water governance: a processes-oriented analysis. *Ecology and Society*, 18(2):33. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05554-180233>
- Pahl-Wostl C. 2015. *Water Governance in the Face of Global Change: From Understanding to Transformation*. Springer International Publishing, Switzerland.
- Paracchini, M. L. e Capitani, C. 2011. Implementation of a EU wide indicator for the ruralagrarian landscape. JRC Scientific and Technical reports, European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability.
- Perera, B. J. C., James, B. e Kularathna, M. D. U. 2005. Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *Journal of Environmental Management*, 77(4):291-300.
- Peterson, G.D., Cumming, G.S. e Carpenter, S.R. 2003. Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation Biology* 17(2):358–366.
- Poff NL, and Zimmerman JKH. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55:194–205.
- Polasky, S., Carpenter, S.R., Folke, C. e Keeler, B. 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology and Evolution* 26(8):398-404.
- Prüss-Üstün A, Bos R, Gore F, Bartram J. 2008 *Safer water, better health: Costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health*. Geneva: World Health Organization.
- Pyne, M. I. e Poff, N. L. 2016. Vulnerability of stream community composition and function to projected thermal warming and hydrologic change across ecoregions in the western United States. *Global Change Biology*. doi: 10.1111/gcb.13437
- Regan HM, Colyvan M e Burgman MA. 2002. A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. *Ecological Applications*, 12(2):618-628.

Regan, H.M., Ben-Haim, Y., Langford, B., Wilson, W.G., Lundberg, P., Andelman, S.J. e Burgman, M.A. 2005. Robust decision making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications* 15(4):1471-1477.

Rodriguez, J.P., Beard, T.D.J., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J., Dobson, A.P. e Peterson, G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11:28-41.

Rogers P e Hall AW. 2003. Effective water governance (Vol. 7). Global water partnership. [http://www.gwp.org/global/toolbox/publications/background%20papers/07%20effective%20water%20governance%20\(2003\)%20english.pdf](http://www.gwp.org/global/toolbox/publications/background%20papers/07%20effective%20water%20governance%20(2003)%20english.pdf)

Saaty, T. L. 1990. How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European journal of operational research*, 48(1):9-26.

Saffran, K., Cash, K. e Hallard, K. (2001). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. *CCME Water Quality Index*, 1(0):34-1.

Schultz, L., Folke, C., Österblom, H. e Olsson, P. (2015). Adaptive governance, ecosystem management, and natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24):7369-7374.

Shields, P. e Rangarjan, N. 2013. *A Playbook for Research Methods: Integrating Conceptual Frameworks and Project Management*. Stillwater, OK: New Forums Press. p. 24.

Smakhtin, V., Revenga, C., Döll, P., Tharme, R., Nackoney, J. e Kura, Y. 2004. Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments (Vol. 2). IWMI.

Smith, E.T. e Zhang, H.X. 2004. Developing key water quality indicators for sustainable water resources management. Water Environment Federation. Disponível para download no endereço http://acwi.gov/swrr/Rpt_Pubs/WEFTEC04_SWRR_Zhang.pdf

Sukopp, H. 2004. Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and urban planning*, 68(4):347-355.

SWRR. 2005. Sustainable Water Resources Roundtable Preliminary Report. Advisory Committee on Water Information, Water Information Coordination Program, US Geological Survey, US Dept of Interior. Disponível para download no endereço http://acwi.gov/swrr/Rpt_Pubs/prelim_rpt/index.html

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). 2011. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Earthscan, London & Washington.

Tengberg A, Fredholm S, Eliasson I, Knez I, Saltzman K, and Wetterberg O. 2012. Cultural ecosystem services provided by landscapes: assessment of heritage values and identity. *Ecosystem Services* 2:14-26.

Tropp, H. 2007. Water governance: trends and needs for new capacity development. *Water Policy*, 9(S2):19-30.

Turkelboom, F. et al. 2014. Chapter 18 - CICES Going Local: Ecosystem Services Classification Adapted for a Highly Populated Country. Part IV Ecosystem Services: Tools and Practices. Ecosystem Services pp. 223-247.

UNEP. 2007. Global Drinking Water Quality Index Development and Sensitivity Analysis Report. Prepared and published by the United Nations Environment Programme, Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme.

UNEP. 2008a. Water Quality for Ecosystems and Human Health. United Nations Environment Programme, Global Environment Monitoring System/Water Programme, Ontario, Canada.

UNEP. 2008b. Water Quality: Development of an index to assess country performance. United Nations Environment Programme, Global Environment Monitoring System/Water Programme, Ontario, Canada.

UN-Water. 2013. Water Security and the Global Water Agenda. A UN-Water Analytical Brief. United Nations University, Canada. http://www.unwater.org/downloads/watersecurity_analyticalbrief.pdf

UN-Water. 2015. Water for a Sustainable World. The United Nations World Water Development Report 2015. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, France. <http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>

van Dijk, G., Smolders, A. J., Loeb, R., Bout, A., Roelofs, J. G. e Lamers, L. P. (2015). Salinization of coastal freshwater wetlands; effects of constant versus fluctuating salinity on sediment biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 126(1-2):71-84.

Vogel RM, Lall U, Cai X, Rajagopalan B, Weiskel PK, Hooper RP e Matalas NC. 2015. Hydrology: The interdisciplinary science of water. *Water Resources Research*, 51(6):4409–4430.

Vollmer, D., Regan, H.M. e Andelman, S.J. In review 2016. Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. *Ambio*. 45(7):765-780.

Vrba, J. e Lipponen, A. (eds), 2007. Groundwater Resources Sustainability Indicators. IHP-VI Series in Groundwater No. 14. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris. http://www.hydrologie.org/BIB/Publ_UNESCO/SOG14.pdf

Walz, U. e Stein, C. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3):279-289.

Ward JV e Stanford JA. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11(1):105-119.

Ward PJ, Jongman B, Salamon P, Simpson A, Bates P, De Groeve T, Muis S, de Perez EC, Rudari R, Trigg MA e Winsemius HC. 2015. Usefulness and limitations of global flood risk models. *Nature Climate Change* 5(8):712-715

Weston, N. B., Dixon, R. E. e Joye, S. B. 2006. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 111(G1).

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2015. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO.
<http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>

Yang K, LeJeune J, Alsdorf D, Lu B, Shum CK e Liang S. 2012. Global distribution of outbreaks of water-associated infectious diseases. *PLoS Neglected Tropical Diseases* 6(2):e1483.

Yates, D., Sieber, J., Purkey, D. e Huber-Lee, A. 2005. WEAP21—A demand-, priority-, and preference-driven water planning model: part 1: model characteristics. *Water International*, 30(4):487-500.

Zheng, L. e Weisberg, R. H. 2012. Modeling the west Florida coastal ocean by downscaling from the deep ocean, across the continental shelf and into the estuaries. *Ocean Modelling*, 48:10-29.

APÊNDICE A: RESUMO DE MUDANÇAS ÀS DIRETRIZES

Mudanças da versão 1.0 para a 1.1: na Seção 4.4.1, o indicador de Biodiversidade sobre Espécies em Risco foi alterado para refletir a proporção de espécies em extinção e ameaçadas em relação ao número total de espécies avaliadas na bacia hidrográfica. Foram aplicados pesos ao número de espécies CR, EN, VU e nacionalmente/regionalmente listadas.

APÊNDICE B: PESQUISA DE GOVERNANÇA E PARTES INTERESSADAS

Estrutura para o Manejo de Bacias (1 de 12)

O manejo integrado de recursos hídricos é uma estrutura de orientação para a coordenação do desenvolvimento e manejo de todos os recursos dentro de uma bacia, com o intuito de maximizar o bem-estar sem comprometer a sustentabilidade ecológica. Em alguns casos, um único órgão, como uma autoridade da bacia hidrográfica, é responsável pela coordenação e supervisão dessas funções. As questões abaixo focam nas funções específicas, conforme gerenciadas dentro da sua jurisdição (ou seja, transnacional, nacional ou regional) independentemente de elas serem todas realizadas pelo mesmo órgão.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o grau no qual as funções a seguir estão sendo atendidas ao longo de toda a bacia. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	A função é quase nunca satisfatória (sem conflitos entre os grupos de partes interessadas)
2	A função é raramente satisfatória
3	A função é algumas vezes (~50%) satisfatória
4	A função é frequentemente satisfatória
5	A função é quase sempre satisfatória

A) Políticas e ações para avançar o desenvolvimento e manejo de recursos hídricos são coordenadas.

Por exemplo, mas não limitado a, se houver uma organização ou comissão da bacia hidrográfica, quão eficaz ela é na coordenação dos diferentes órgãos, níveis de governo (como nacional, regional, local) e os interesses privados quando do estabelecimento de planos integrados de desenvolvimento para a bacia?

1 2 3 4 5

B) Infraestruturas como represas, reservatórios e instalações de tratamento são gerenciadas ou coordenadas centralmente.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: operadores de represas comunicando o momento e volume de liberações do reservatório ou avaliando impactos cumulativos nelas.

1 2 3 4 5

C) Recursos financeiros são mobilizados para sustentar as necessidades de desenvolvimento e manejo de recursos hídricos.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: compartilhamento de custos para projetos em comum, ou a coleta de taxas/tributos.

1 2 3 4 5

D) As prioridades de conservação dos ecossistemas são desenvolvidas e as ações implementadas.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: proteção de bacias hidrográficas florestadas, manutenção da conectividade das zonas úmidas/rio ou desenvolvimento do plano de ação da biodiversidade de espécies aquáticas.

1 2 3 4 5

Regras para o uso de recursos (2 de 12)

Regras claras e aplicáveis são reconhecidas como uma exigência para o uso eficiente de recursos escassos e como meio de resolução de conflitos. Essas regras englobam diversos usos da água e podem ser regras formais (como as legisladas por um órgão do governo) ou informais, administradas pelas comunidades.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a qualidade e compreensão das partes interessadas sobre as regras relacionadas ao uso de diversos recursos. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	As regras são fracamente articuladas e/ou compreendidas <u>ou não existem</u>
2	As regras são fracamente articuladas e/ou compreendidas
3	As regras são aceitavelmente articuladas e/ou compreendidas
4	As regras são bem articuladas e/ou compreendidas
5	As regras são muito bem articuladas e/ou compreendidas

A) **Qualidade e clareza das regras para alocação de recursos hídricos entre diferentes setores (como municipal, industrial, agrícola)**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: priorização da água de acordo com o uso, ou limites no tempo e quantidade de água que pode ser retirada.

1 2 3 4 5

B) **Qualidade e clareza das regras para alocação da água entre jurisdições administrativas (como cidades, regiões, países)**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: determinação de retiradas entre regiões ou definição das exigências de vazão mínima para rios que cruzam limites administrativos.

1 2 3 4 5

C) **Qualidade e clareza das regras para captação de águas subterrâneas**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: orientações relacionadas à profundidade de poços ou à quantidade de água que pode ser retirada dentro de um determinado período temporal.

1 2 3 4 5

D) **Qualidade e clareza para o tratamento de águas residuais e poluição da água**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: orientações relacionadas à descarga de águas residuais (como concentração de poluentes, volume, temperatura, horário de liberação) para recursos hídricos.

1 2 3 4 5

E) **Qualidade e clareza das regras para o manejo do uso do solo (incluindo aquicultura) para proteção dos recursos hídricos**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: orientações relacionadas a práticas de manejo do solo, a quantidade de terras florestais em zonas úmidas, ou o volume do escoamento permitido para um período determinado.

1

2

3

4

5

F) **Qualidade e clareza das regras para atividades pesqueiras em água doce**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: orientações sobre os limites de pesca, espécies protegidas ou métodos de pescaria.

1

2

3

4

5

Incentivos e regulações (3 de 12)

Diversas ferramentas de gerenciamento, desde regulações convencionais a instrumentos baseados no mercado podem ser aplicados dentro de um sistema de governança. A disponibilidade de diversas ferramentas abre oportunidades para o aumento da eficiência das intervenções (por ex., custos por resultado unitário) ou levam a uma distribuição mais uniforme dos benefícios.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o desenvolvimento das seguintes ferramentas de gerenciamento. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	O instrumento não existe ou está em seu estágio inicial de discussão
2	O instrumento está sendo desenvolvido, ou seja, as diretrizes foram circuladas
3	O instrumento foi desenvolvido e está sendo pilotado, mas as diretrizes estão sujeitas a refinamento
4	O instrumento está totalmente desenvolvido, mas o uso não foi ainda padronizado
5	O instrumento está totalmente desenvolvido e é uma prática padrão

A) **Avaliações ambientais e do impacto social para todos os projetos de água mais importantes, independentemente da fonte financiadora, são realizadas antes de as decisões serem tomadas**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: avaliação do impacto ambiental (EIA) submetida a um órgão governamental para avaliação.

1 2 3 4 5

B) **Existência de incentivos financeiros para a gestão ambiental**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: mecanismos para provisão de pagamentos para serviços de recursos hídricos fornecidos por partes interessadas a jusante (como agricultores, gestores florestais, governos locais).

1 2 3 4 5

C) **Existência de esquemas de intercâmbio baseados no mercado**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: direitos de água comercializáveis, reservas de mitigação de zonas úmidas ou comércio de poluentes.

1 2 3 4 5

D) **Existência de programas de reconhecimento honorário**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: publicação de listas de indústrias com bom desempenho ambiental ou premiações de governos locais praticando uma boa gestão da água.

1 2 3 4 5

E) **Existência de política de zoneamento do uso do solo**

Exemplos incluem, mas não se limitam a: requisitos para zonas ripárias, desenvolvimento da planície aluvial ou zonas em bacias florestais.

1 2 3 4 5

Capacidade técnica (4 a 12)

A falta de capacidade local é frequentemente citada como um impedimento a diversas questões no manejo de recursos. Aqui, referimo-nos a pessoas empregadas em áreas de manejo de recursos hídricos, entrega de serviços, monitoramento e execução, bem como pesquisa relacionada, mas, excluindo consultores internacionais.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a qualidade dos recursos humanos no desenvolvimento e manejo dos recursos hídricos na bacia. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	O nível é muito insatisfatório.
2	O nível é insatisfatório.
3	O nível é satisfatório.
4	O nível é muito satisfatório.
5	O nível é extremamente satisfatório.

A) Quantidade de pessoal (incluindo consultores locais) para atender as funções necessárias.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: atrasos (trabalho à espera de ser feito) em um determinado órgão, ou posições abertas devido a vagas por falta de candidatos.

1 2 3 4 5

B) O pessoal é suficientemente especializado para atender funções necessárias

Exemplos incluem, mas não se limitam a: hidrólogos para avaliar uma proposta de barragem ou ictiólogos para avaliar os estoques de peixes.

1 2 3 4 5

C) Oportunidades para treinamentos e certificações profissionais

Exemplos incluem, mas não se limitam a: suporte financeiro ou tempo alocado para cursos de educação continuada, relacionados à melhoria de habilidades técnicas.

1 2 3 4 5

Capacidade financeira (5 de 12)

O desenvolvimento e gerenciamento de recursos hídricos são frequentemente subfinanciados, especialmente para serviços que não geram receitas, como a proteção do ecossistema. Apesar de a capacidade financeira poder ser medida diretamente como uma função das alocações existentes, relacionadas a necessidades orçamentárias estimadas, informações qualitativas também são úteis para fornecer percepções e identificar prioridades.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a qualidade dos recursos humanos no desenvolvimento e manejo dos recursos hídricos na bacia. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	O nível é muito insatisfatório.
2	O nível é insatisfatório.
3	O nível é satisfatório.
4	O nível é muito satisfatório.
5	O nível é extremamente satisfatório.

A) Nível de investimento no desenvolvimento do abastecimento de água

Exemplos incluem, mas não se limitam a: recursos financeiros para a construção e manutenção de reservatórios ou sistemas de irrigação.

1 2 3 4 5

B) Nível de investimento em sistemas de entrega de serviços

Exemplos incluem, mas não se limitam a: recursos financeiros para a construção e manutenção de redes de distribuição de água (como abastecimento por tubulações) ou poços residenciais.

1 2 3 4 5

C) Nível de investimento no manuseio e tratamento de águas residuais

Exemplos incluem, mas não se limitam a: recursos financeiros para construir e manter sanitários comunitários ou sistemas de tratamento para processar as águas residuais.

1 2 3 4 5

D) Nível de investimento na conservação e reabilitação do ecossistema

Exemplos incluem, mas não se limitam a: recursos financeiros para a proteção de zonas úmidas previstos para a diminuição de riscos de inundações, remediação de correntes deficientes ou reabilitação de recursos haliêuticos.

1 2 3 4 5

E) Nível de investimento no monitoramento e aplicação

Exemplos incluem, mas não se limitam a: recursos financeiros para avaliação das EIAs, coleta de dados ambientais, inspeção de instalações e execução de regulações.

1 2 3 4 5

Informações e conhecimento (6 de 12)

A governança eficaz da água requer informações sobre uma gama de tópicos e de muitas fontes. Mesmo em casos onde houver abundância de dados e informações, se o acesso a elas não for disponibilizado (pelas agências, com cidadãos, etc.) elas têm menor probabilidade de ajudar na tomada de decisões sábias.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a acessibilidade das informações (incluindo dados sobre a quantidade e qualidade da água, documentos de planejamento e informações financeiras), junto com sua qualidade de cobertura e transparência (capacidade de ser rastreada até a fonte). Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	Quase nunca satisfatória
2	Raramente satisfatória
3	Algumas vezes satisfatória (~50%)
4	Frequentemente satisfatória
5	Quase nunca satisfatória

A) As informações são acessíveis a partes interessadas envolvidas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: relatórios livremente disponíveis por meio de um website ou dados disponibilizados mediante solicitação ao órgão com as informações.

1 2 3 4 5

B) As informações atendem os padrões de qualidade esperados, em termos de frequência, nível de detalhamento e assuntos de interesse das partes interessadas.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: dados de séries de tempo sobre vazões de riacho, níveis da água ou qualidade da água para locais específicos dentro da bacia.

1 2 3 4 5

C) As informações são obtidas de forma transparente

Exemplos incluem, mas não se limitam a: métodos usados para coletar dados são documentados ou os autores (fonte) desses dados são claramente identificados.

1 2 3 4 5

D) Todas as informações disponíveis, sólidas e relevantes são rotineiramente aplicadas na tomada de decisões

Exemplos incluem, mas não se limitam a: modificação do projeto de infraestrutura com base nos resultados da EIA ou ajuste de diretrizes de manejo de atividades pesqueiras, com base nos dados de pesca.

1 2 3 4 5

Envolvimento nos processos de tomada de decisão (7 de 12)

O envolvimento das partes interessadas engloba o processo pelo qual qualquer pessoa ou grupo com um interesse em um tópico relacionado à água pode ser envolvida na tomada e implementação de decisões. Ele está associado à transferência aprimorada de informações, planos e políticas mais objetivas e equitativas, maior transparência e responsabilidade, bem como conflitos reduzidos.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o grau no qual todas as partes interessadas têm uma voz dentro do ciclo de políticas e planejamento para o desenvolvimento e manejo de recursos hídricos. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	O processo quase nunca ocorre, ou nunca ocorre como descrito
2	O processo raramente ocorre como descrito
3	O processo ocorre algumas vezes (~50%) como descrito
4	O processo frequentemente ocorre como descrito
5	O processo ocorre quase sempre ou sempre como descrito

A) Todas as partes interessadas relevantes foram identificadas e notificadas ao considerar decisões importantes

Exemplos incluem, mas não se limitam a: mapeamento e notificação das partes interessadas afetadas por um projeto de infraestrutura de abastecimento de água proposto (como a construção de uma represa de abastecimento de água).

1 2 3 4 5

B) As partes interessadas são capazes de oferecer comentários antes que as principais decisões sejam tomadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: reuniões de consulta ou um período de coleta de informações, onde as partes interessadas podem fornecer informações relacionadas a uma política ou projeto.

1 2 3 4 5

C) As decisões são tomadas de acordo com a participação das partes interessadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: processos para chegar a acordos mútuos entre um grupo de partes interessadas, antes da aprovação de uma política ou processo importante, ou projetos sendo revisados após o feedback das partes interessadas.

1 2 3 4 5

Execução e conformidade (8 de 12)

Em muitas sociedades, há uma lacuna entre leis e sua execução real, refletindo capacidade insuficiente ou a falta de responsabilidade. A execução e conformidade podem ser garantidas por meio de multas, incentivos ou pressão social, mas a imposição fraca leva a um manejo ruim e à falta de confiança no sistema.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o quão bem as regulações e acordos existentes são executados para as seguintes áreas ao longo de toda a bacia. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	A execução é muito deficiente <u>ou não há diretrizes (formais ou informais)</u>
2	A execução é deficiente
3	A execução é aceitável
4	A execução é boa
5	A execução é muito boa

A) As diretrizes de captação da água são executadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: indústrias impedidas de retirar mais do que uma quantidade específica de águas de superfície ou agricultores sancionados para retiradas durante a estação de seca.

1 2 3 4 5

B) As diretrizes de captação de águas subterrâneas são executadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: fazendeiros ou indústrias impedidas de bombear mais do que uma quantidade especificada de águas subterrâneas.

1 2 3 4 5

C) As diretrizes de exigência de vazão são executadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: operadores de represas atendendo as expectativas de usuários de água a jusante, para atender fluxos ambientais, necessidades de água para o homem, e/ou proteção contra inundações.

1 2 3 4 5

D) As diretrizes de qualidade da água são executadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: indústrias e comunidades cumprindo com os requisitos relacionados a descargas de poluentes ou multas não negociáveis são impostas a violadores.

1 2 3 4 5

E) As diretrizes de uso do solo são executadas

Exemplos incluem, mas não se limitam a: zonas ambientalmente sensíveis (como bacias florestadas e zonas úmidas de captura) sendo protegidas do desenvolvimento ou degradação.

1 2 3 4 5

Distribuição de benefícios de serviços ecossistêmicos (9 de 12)

Equidade é uma questão importante no manejo de recursos hídricos, mais diretamente associada ao acesso seguro a recursos hídricos e saneamento. Aqui, ampliamos o conceito para incluir todos os benefícios dos serviços ecossistêmicos na bacia (**água e saneamento, atividades de pesca, redução de inundações, manutenção da qualidade da água, regulação de doenças e serviços culturais**).

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a qualidade dos resultados, em termos de sua cota de benefícios de recursos hídricos, para os seguintes grupos de partes interessadas (os agrupamentos podem se sobrepor). Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	Sua cota de benefícios quase nunca é adequada
2	Sua cota de benefícios raramente é adequada
3	Sua cota de benefícios algumas vezes (~50%) é adequada
4	Sua cota de benefícios é frequentemente adequada
5	Sua cota de benefícios quase sempre é adequada

A) Populações economicamente vulneráveis se beneficiam dos serviços ecossistêmicos

Exemplos incluem, mas não se limitam a: acesso ruim às fontes de abastecimento de água a um custo acessível por moradores residenciais, proteção contra riscos de inundações continentais, ou benefícios de populações rurais quando comparados a urbanas.

1 2 3 4 5

B) Pessoas indígenas se beneficiam de serviços ecossistêmicos

Exemplos incluem, mas não se limitam a: exercício de direitos comuns relacionados à água, incluindo os usos para consumo, assim como culturais ou manutenção de atividades de pesca tradicionais.

1 2 3 4 5

C) Mulheres e meninas se beneficiam de serviços ecossistêmicos

Exemplos incluem, mas não se limitam a: quantidade de tempo coletando água para residências ou a provisão de sanitários para mulheres.

1 2 3 4 5

D) Comunidades dependentes de recursos se beneficiam de serviços ecossistêmicos

Exemplos incluem, mas não se limitam a: rendas de pescadores e pequenos agricultores comparadas a outros setores econômicos.

1 2 3 4 5

Conflito relacionado à água (10 de 12)

É esperado que haja tensões entre partes interessadas quando há concorrência por recursos como água. Um sistema de governança eficaz deve evitar que tensões se desenvolvam em conflitos, aqui definido como uma diferença que impede acordos e, portanto, retardam ou prejudicam uma decisão tomada para a bacia.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie a frequência dos conflitos relacionados à água ocorrendo pelos últimos três anos. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	Conflitos ocorrem quase sempre
2	Conflitos ocorrem com frequência
3	Conflitos ocorrem algumas vezes
4	Conflitos raramente ocorrem
5	Conflitos quase nunca ocorrem

A) A frequência de conflitos devido a jurisdições sobrepostas (como entre governos nacionais em sistemas transfronteiriços, governos regionais e nacionais ou entre órgãos)

Exemplos incluem, mas não se limitam a: disputas entre o departamento ambiental local e um ministério nacional sobre a autoridade em uma planície aluvial, ou entre agências sobre o manejo da poluição agrícola.

1 2 3 4 5

B) Frequência de conflitos sobre a alocação dos direitos à água

Exemplos incluem, mas não se limitam a: disputas sobre como a água é alocada entre duas municipalidades ou entre usuários agrícolas e industriais.

1 2 3 4 5

C) Frequência de conflitos sobre acesso

Exemplos incluem, mas não se limitam a: disputas sobre ter acesso à água e saneamento seguros ou os custos de tais acessos.

1 2 3 4 5

D) Frequência de conflitos relacionados ao posicionamento da infraestrutura

Exemplos incluem, mas não se limitam a: disputas sobre os planos de desenvolvimento e reassentamento para residentes e proprietários de terras ou impactos a jusante para atividades pesqueiras ou usuários de água.

1 2 3 4 5

E) Frequência de conflitos sobre a qualidade da água e outros impactos negativos a jusante.

Exemplos incluem, mas não se limitam a: disputas entre partes interessadas a montante e a jusante sobre vazões na estação de seca ou concentrações de poluentes.

1 2 3 4 5

Mecanismos de monitoramento (11 de 12)

Decisões políticas e de planejamento sobre o manejo de recursos hídricos são idealmente baseadas em dados e informações robustas, os quais devem ser coletados de forma regular. O monitoramento incorre custos e, assim, a coleta de dados deve ser baseada em necessidades relacionadas a restrições de recursos, onde uma bacia comparativamente rica possa investir em informações espaciais e temporais com melhor cobertura.

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o grau no qual os diferentes tipos de dados estão sendo coletados, analisados e usados para informar decisões sobre a bacia. Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	Os dados são muito mal monitorados <u>ou nada monitorados</u>
2	Os dados são mal monitorados
3	Os dados são aceitavelmente monitorados
4	Os dados são bem monitorados
5	Os dados são muito bem monitorados

A) Padrão geral sobre o monitoramento da quantidade de água

Exemplos incluem, mas não se limitam a: vazão de riacho sendo medida regularmente, estimada ou modelada na bacia

1 2 3 4 5

B) Padrão geral do monitoramento da quantidade de água

Exemplos incluem, mas não se limitam a: amostras de qualidade da água coletadas de corpos d'água e medidas, ou a modelagem da qualidade da água, baseada em dados relacionados à descarga de poluentes.

1 2 3 4 5

C) Padrão geral do monitoramento biológico e ecológico

Exemplos incluem, mas não se limitam a: monitoramentos realizados para avaliação de espécies aquáticas (como colhidas, ameaçadas, invasoras), populações ou comunidades (como macroinvertebradas).

1 2 3 4 5

D) Padrão geral de acesso ao monitoramento e uso da água

Exemplos incluem, mas não se limitam a: pesquisas em lares administradas para estimar a cobertura do acesso a água de qualidade e fontes de saneamento ou estimativas da extração de águas subterrâneas por agricultores.

1 2 3 4 5

Planejamento abrangente e gerenciamento adaptativo (12 de 12)

Planejamento abrangente é o processo de desenvolvimento de metas e objetivos relacionados à quantidade e qualidade dos recursos hídricos, de águas de superfície e subterrâneas, alteração do uso do solo, ecologia da bacia hidrográfica e múltiplas necessidades das partes interessadas. O gerenciamento adaptativo se refere à habilidade de lidar com mudanças, consequências imprevistas ou surpresas ao sistema de recursos hídricos, por meio da atualização do planejamento e processos, usando novas informações

Com base no seu próprio conhecimento da situação atual, avalie o grau no qual o planejamento **abrangente** está ocorrendo na escala da bacia (ou sub-bacia). Classifique entre 1 e 5 de acordo com os critérios abaixo. Pule itens que você não se sinta qualificado a responder.

Classificação	Critério
1	O processo quase nunca é abrangente ou nem ocorre
2	O processo raramente é abrangente
3	O processo é algumas vezes abrangente (~50%)
4	O processo é frequentemente abrangente
5	O processo é quase sempre abrangente

- A) **Uma visão compartilhada é estabelecida e usada para definir objetivos e guiar o desenvolvimento futuro**
Exemplos incluem, mas não se limitam a: metas para a melhoria são estabelecidas em conjunto por diversas partes interessadas, ou um processo está implantando para o desenvolvimento de planos locais para a água, os quais informam planos (regionais ou nacionais) de nível mais alto.

1 2 3 4 5

- B) **A existência e uso de mecanismos de planejamento estratégico**
Exemplos incluem, mas não se limitam a: planos espaciais específicos da bacia, ou planos de manejo que guiam investimentos e política ou planos de adaptação da mudança climática.

1 2 3 4 5

- C) **A existência e uso de uma estrutura de manejo adaptativo**
Exemplos incluem, mas não se limitam a: atualização dos planos para refletir novos conhecimentos ou prioridades de desenvolvimento econômico em modificação ou para lidar com questões como a mudança climática.

1 2 3 4 5

APÊNDICE C: SÍNTESE BIOGRÁFICA DO GRUPO DE TRABALHO CIENTÍFICO SOBRE O ÍNDICE DE SAÚDE DA ÁGUA 2]

Dra. Sandy Andelman é diretora executiva da Vital Signs, além de cientista chefe e vice-presidente sênior do Betty and Gordon Moore Center for Science na Conservation International. Anteriormente ela foi diretora adjunta do U.S National Center for Ecological Analysis e Synthesis (NCEAS), um dos mais importantes institutos de pesquisas ecológicas do mundo. Sua especialização científica inclui ecossistemas tropicais, biodiversidade, mudanças climáticas e as interações entre o ambiente e o bem-estar humano. A Dra. Sandy foi pioneira na criação de sistemas de monitoramento e previsão global para as mudanças climáticas — sistemas de aviso precoce — para reconhecer e prever limites de degradação ambiental a tempo de evitá-los e promover sociedades humanas resilientes. Ela tem o título de PhD em ecologia comportamental pela Universidade de Washington.

Dr. Chusit Apirumanekul é pesquisador no Stockholm Environment Institute. Ele é um hidrólogo com experiências profissionais no campo da hidrometeorologia, manejo integrado de recursos hídricos, manejo de riscos de inundações, modelagem de inundações, sistema de alerta precoce e capacitação, especialmente na região do Mekong inferior, incluindo Camboja, RDP Lao, Myanmar, Tailândia e Vietnã. Ele também é especializado na modelagem de inundações e recursos hídricos.

Dr. Tim Capon é economista de recursos agrícolas e naturais no CSIRO Água e Solo baseado em Camberra. Os interesses de pesquisa do Dr. Tim incluem a aplicação da economia comportamental e experimental para compreensão dos fatores que moldam decisões e resultados de mercado. As aplicações incluem o design de mercados para emissões de gás de estufa e sequestro de carbono do solo, a projeção de instrumentos baseados no mercado para o manejo de recursos naturais e a tomada de decisões para adaptação às mudanças climáticas. Um foco recente de sua pesquisa é sobre como compreender o quão real a estrutura de opções de decisão pode ser usada para investigar como as incertezas sobre o clima futuro afetam a adaptação e transformação de sistemas agrícolas e naturais.

Dr. Naresh Devineni é professor assistente do Department of Civil Engineering and NOAA Cooperative Remote Sensing Science and Technology Center, City University of New York (City College). Suas áreas de especialização são a modelagem hidroclimática, sustentabilidade da água e avaliações de risco, análises de sistemas hídricos e análises extremas, métodos estatísticos para recursos hídricos. Seu trabalho trata dos impactos da variabilidade e mudanças climáticas nos recursos hídricos, explorando tanto as enchentes como as secas, seus determinantes climáticos ao longo de diversos séculos e como esses podem afetar atividades humanas interligadas em diversas escalas de cidades, bacias hidrográficas e nações.

Dr. David Dudgeon é professor catedrático de Ecologia e Biodiversidade, além de diretor da School of Biological Sciences na Universidade de Hong Kong. Ele possui mais de trinta anos de experiência como professor e pesquisador, e é autor de mais de 200 documentos científicos, inúmeros capítulos de livros, além de diversos livros sobre a conservação da ecologia e biodiversidade da água doce - lidando principalmente com a Ásia tropical. Esses incluem *Tropical Asian Streams* (1999), *The Ecology and Biodiversity of Hong Kong* (2005 and 2011; publicado em inglês e chinês) e uma coleção editada, *Tropical Stream Ecology* (2008). Em 2000, Dudgeon foi premiado pelo governo japonês recebendo o *Biwako Prize* em Ecologia. Ele é membro de diversos conselhos consultivos internacionais e comitês científicos, além de ser editor chefe do jornal revisado por profissionais do setor, o *Freshwater Biology*.

Dra. Tracy A. Farrell é a diretora regional do Greater Mekong Program da Conservation International Cambodia. Ela passou os últimos cinco anos desenvolvendo e liderando iniciativas nas áreas de comercialização da água doce, serviços ecossistêmicos e vida selvagem. Nessa função, ela cria agendas de pesquisa, direções estratégicas e planos de negócios para refinar a abordagem de nichos e parceria da CI, a fim de lidar essas e outras prioridades emergentes institucionais. Ela publicou amplamente nessas e em outras áreas em publicações revisadas por pares, bem como em publicações populares, e tem 10 anos de experiência no alinhamento de atividades de pesquisa e de campo para garantir entregas de programas robustas, ocorrendo amplamente na América do Norte, Central e do Sul. Antes de fazer parte da CI, ela foi reitora da School for Field Studies e professora/instrutora convidada do Department of Forestry da Virginia Tech.

Dra. Isabelle Fauconnier é a assessora de políticas e sustentabilidade do Global Water Programme na International Union for the Conservation of Nature (IUCN). Ela trabalhou na reforma institucional e governança da provisão de serviços de água e manejo de recursos hídricos por mais de 15 anos em organizações multilaterais e não governamentais. Ela conduziu pesquisas de campo, projetos e trabalhos de políticas na América Latina, na África e América do Norte. Através de seu trabalho, em favelas urbanas e em nas bacias hidrográficas rurais, Isabelle se concentrou em relacionar a pobreza, a equidade social e as preocupações com o desenvolvimento econômico à melhoria do manejo dos serviços da água e recursos hídricos. Antes de entrar para a IUCN, Isabelle trabalhou na pesquisa de políticas de água, design e avaliação de projetos em organizações como o Banco Mundial, a OMS e o World Wildlife Fund, fornecendo assistência técnica aos governos do Haiti, Venezuela, Argentina, Gana, Burundi, Camarões e Marrocos sobre a concepção e implementação de mudanças institucionais no setor de águas. Isabelle tem PhD em Planejamento de cidades e regionais da Universidade da Califórnia em Berkeley.

Dr. Glen MacDonald é Professor honorário e Presidente do John Muir Memorial Chair of Geography na UCLA. Ele trabalha em questões de mudanças climáticas e seus impactos, especialmente em termos de recursos hídricos e sistemas de zonas úmidas. Ele é membro da National Academy of Sciences, membro da The American Association for the Advancement of Science, membro da The American Geophysical Union e do Guggenheim.

Dr. Matthew McCartney é Líder Temático de Serviços de Ecossistemas para o International Water Management Institute, Vientiane, RPD do Laos, e especialista em estudos sobre recursos hídricos, de áreas úmidas e hidroecológicas. Ele participou de uma ampla gama de pesquisas e projetos aplicados, principalmente na África e na Ásia, muitas vezes como parte de uma equipe multidisciplinar. Mais recentemente, ele trabalhou em vários projetos, incluindo: uma avaliação de recursos hídricos da Zona seca de Myanmar, uma avaliação das funções reguladoras de fluxo de ecossistemas naturais no Mekong e um estudo sobre a integração de infraestrutura construída e natural no planejamento de recursos hídricos nas bacias do rio Tana e Volta. Ele foi membro do comitê de direção no Projeto de Desenvolvimento de Barragens da UNEP (2002-2004) e membro do Ramsar Science and Technical Review Panel (2007-2015).

Dra. Amy McNally é cientista de pesquisas do Laboratório de Ciências Hidrológicas, da NASA Goddard e UMD ESSIC e estuda a disponibilidade de recursos hídricos na África subsaariana e lêmen para a Rede de Sistemas de Alerta de Fome. Usando dados de detecção remota e modelos de superfície terrestre, sua pesquisa se concentra em melhorar as estimativas de umidade do solo e evapotranspiração para seca agrícola e monitoramento de recursos hídricos. Ela concluiu sua graduação em Biologia Ambiental na SUNY-ESF e mestrado em Política e Gestão da Água na Oregon State University, onde sua pesquisa se

concentrou em acordos de mudança climática e compartilhamento de água no Oriente Médio. Ela obteve seu PhD em Geografia na University of California Santa Barbara. Outros destaques da pesquisa incluíram estudos sobre a malária e as mudanças climáticas na África, os impactos socioeconômicos das barragens no sudoeste da China e o impacto dos aerossóis sobre a precipitação na Coreia do Sul.

Dr. Cho Nam Ng é professor associado no departamento de geografia na The University of Hong Kong. A sua experiência reside na política e planejamento ambiental, avaliação de impactos ambientais e avaliação ambiental estratégica, conservação da natureza e patrimônio, desenvolvimento sustentável e mudança climática, bem como política energética. Ele obteve seu PhD na Universidade de Lancaster.

Dra. Alison (Sunny) Power é professora no Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva e no Departamento de Ciências e Estudos Tecnológicos. Sua pesquisa foca na conservação da biodiversidade em ecossistemas manejados, nas interações entre ecossistemas agrícolas e naturais, agroecologia, ecologia e evolução de patógenos das plantas, espécies invasoras e ecologia tropical. Ela liderou um grupo de trabalho sobre os papéis de inimigos naturais e mutualistas em invasões de plantas no National Center for Ecological Analysis and Synthesis. Ela foi vice-presidente de assuntos públicos da Ecological Society of America e membro universitário presidencial da The Nature Conservancy. Ela atuou no Comitê de Pesquisas Agrícolas Prioritárias da Califórnia do Conselho Nacional de Pesquisa e no Comitê de Supervisão do Programa Colaborativo de Pesquisa de Culturas Agrícolas da Fundação McKnight.

Dra. Helen Regan é professora no departamento de Biologia da University of California Riverside. Ela é formada em ciências e PhD em matemática aplicada. Seus interesses de pesquisa são diversos, interdisciplinares e altamente colaborativos, abrangendo análise de risco, modelagem ecológica para mudanças globais, tomada de decisão e análise de incertezas, em especial no domínio da conservação. Ela faz parte do Subcomitê de Normas e Petições da Lista Vermelha da IUCN e de conselhos editoriais dos jornais Ecology Letters e Diversity and Distributions. Ela foi membro do Comitê National Research Council na revisão científica independente do Everglades Restoration Progress por quatro anos.

Dr. Kashif Shaad é pós-doutor, baseado na Conservation International Singapura, ajudou a desenvolver as abordagens de recursos de dados e de modelagem para o Índice de Saúde da Água Recentemente, ele obteve seu PhD em Engenharia Ambiental na ETH Zurich e tem mestrado em hidroinformática. Os seus interesses de pesquisa incluem o desenvolvimento de modelos matemáticos e ferramentas informáticas para melhorar o manejo da água, e ele está seguindo profundamente a crescente integração da ecologia com a hidrodinâmica.

Dr. Rebecca Shaw é cientista chefe e vice-presidente sênior na World Wildlife Foundation. Anteriormente, ela trabalhou no Fundo de Defesa Ambiental, onde foi responsável pelo desenvolvimento e implementação da visão e estratégia do programa Terra, Água e Vida Silvestre. Antes de entrar para a EDF em 2011, ela foi primeira Diretora de Ciências da Conservação e, depois, Diretora Estadual Associada na Nature Conservancy's California Chapter. Ela também pesquisou os impactos das mudanças climáticas na Instituição Carnegie do Departamento de Ciências de Ecologia Global da Universidade de Stanford. Ela é a principal autora da seção que foca nos impactos, adaptação e vulnerabilidade do Quinto Relatório de Avaliação das Mudanças Climáticas (2014) do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas e é membro do Painel Consultivo sobre Adaptação Climática da Califórnia. Rebecca tem mestrado em políticas ambientais e é PhD em energia e recursos da University of California em Berkeley.

Dr. Nicholas Souter é o gestor de estudos de caso de Mekong na Conservation International Cambodia. Suas áreas de especialização são em biologia da conservação e manejo de recursos naturais. Ele trabalhou extensivamente na determinação dos impactos da regulação do rio nas dinâmicas e processos da vegetação da planície aluvial no baixo rio Murray na Austrália Meridional. Ele representou a Austrália Meridional no grupo de trabalho de Implementação de Auditoria de Rios Sustentáveis das Florestas de Murray-Darling e foi membro técnico do grupo de avaliação da Vegetação. Ele passou os últimos três anos no Camboja gerenciando o Projeto de Capacitação da Universidade “Fauna and Flora International”, em parceria com a Royal University of Phnom Penh.

Dra. Caroline Sullivan é professora de Economia Ambiental e Políticas na Southern Cross University em Nova Gales do Sul, Austrália. Suas áreas de especialização abrangem: Manejo da Água, Desenvolvimento Internacional, Economia Ecológica e Ambiental, Desenvolvimento de Índice. Ela esteve envolvida na pesquisa de água e silvicultura por mais de 20 anos na Ásia, África, Europa, Caribe, América Latina, Austrália e Pacífico. Ela concebeu e liderou o trabalho sobre o desenvolvimento do Índice de Pobreza da Água e trabalhou no desenvolvimento de inúmeros índices com várias organizações, incluindo a FAO, os governos do Canadá, Reino Unido, Fiji e outros, assim como o Banco Africano de Desenvolvimento.

Dr. Derek Vollmer é um pesquisador com pós-doutorado no Betty and Gordon Moore Center for Science, onde ele está ajudando a desenvolver e aplicar o Índice de Saúde da Água em algumas bacias hidrográficas selecionadas de todo o mundo. Antes de entrar para a CI, ele trabalhou como pesquisador doutor no Future Cities Laboratory no Singapore-ETH Center for Global Environmental Sustainability. Suas pesquisas no laboratório focaram nos serviços ecossistêmicos e planejamento espacial, concentrando-se na na bacia do Rio Ciliwung na metrópole de Jacarta. Dr. Vollmer também foi Oficial de Programa na unidade de Ciência e Tecnologia para Sustentabilidade da Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos em Washington, DC, onde dirigiu dois estudos bilaterais de cooperação entre os Estados Unidos e a China sobre energia limpa, juntamente com estudos de parcerias com diversas partes interessadas, esquemas de certificação de produtos e questões de sustentabilidade urbana. Ele é formado em Estudos Governamentais e Internacionais pela Universidade de Notre Dame, fez mestrado em Ciências e Políticas Ambientais na Universidade Johns Hopkins e doutorado em Planejamento Espacial na ETH Zurich, na Suíça.

Dr. Raymond Yu Wang é professor associado na School of Government, na Sun Yat-sen University. Ele tem PhD em Geografia da The University of Hong Kong, onde continuou a pesquisa de pós-doutorado na Faculty of Social Sciences. Suas principais áreas de especialização incluem a governança da água, política ambiental e políticas ambientais na China.