



CONSERVAÇÃO DE PEIXES DE RIACHO: PLANEJAMENTO E POLÍTICAS PÚBLICAS

Renata Guimarães Frederico¹, Vanessa Cristine e Souza Reis² & Carla Natacha Marcolino Polaz³*

¹ Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Laboratório de Ecologia de Peixes. Av. Antônio Carlos, nº 6627, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil.

² Griffith University, Australian Rivers Institute, Nathan Campus, Kessels Road, nº 170, QLD 4111, Brisbane, Australia.

³ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental, CP 64, Rod. SP 201, km 7, CEP 13630-900, Cachoeira de Emas, Pirassununga, SP, Brasil.

E-mails: renatafrederico@gmail.com (*autora correspondente); vanessacsreis@gmail.com; carla.polaz@icmbio.gov.br

Resumo: A biologia da conservação, historicamente, alicerçou seus princípios e fundamentos tendo os ambientes terrestres como palco principal; ambientes aquáticos, sempre estiveram nos bastidores. Embora com foco terrestre, as áreas protegidas oferecem algum tipo de proteção aos organismos aquáticos, porém comumente deixam de fora alguns elementos fundamentais da paisagem de ambientes aquáticos, como a conectividade de rios, lagos e riachos, o que compromete a reprodução e persistência dos organismos aquáticos. A preservação dos ecossistemas terrestres é fundamental, mas a reflexão que gostaríamos de suscitar é a de valorização dos ecossistemas aquáticos, não em detrimento aos terrestres, e sim em adição a eles. Os ambientes de águas continentais são sistemas hierárquicos e aninhados, possuindo conexões tanto longitudinais (montante-jusante) quanto laterais (afluentes, lagos e planície de inundação), e ainda conexões temporais (inundações sazonais) e verticais (aquíferos, lençol freático). A metodologia utilizada para conservação na escala de paisagem é o Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC). Essa análise espacial leva em consideração relações de custo-benefício baseadas normalmente área de distribuição, em fatores ecológicos e socioeconômicos, resultando em mapas temáticos de áreas prioritárias para conservação. Originalmente, o PSC não levou em consideração a conectividade dos ecossistemas de águas continentais, recentemente incorporada aos algoritmos de priorização espacial para conservação. Os mapas gerados a partir dessa priorização espacial ajudam a direcionar ações para a conservação e manejo de espécies, como a confecção de planos de redução de impacto (PRIM) e planos de ação para espécies ameaçadas (PAN). Esses planos devem ser viáveis não só em termos ecológicos, mas também econômicos. Os PRIM e PAN também utilizam informações sobre a ecologia das espécies e focam em ações para combater ou diminuir os riscos de ameaça às populações ou ao ambiente onde vivem as espécies ou grupos taxonômicos, foco desses planos, que são instrumentos importantes de políticas públicas ambientais no Brasil. Com isso, o PSC tem sido uma ferramenta importante de integração entre academia, sociedade e tomadores de decisões, com potencial para melhorar a gestão de recursos e ecossistemas.

Palavras-chave: Planejamento sistemático para conservação; água doce; modelagem de nicho ecológico; plano de ação; plano de redução de impacto; conservação no Brasil.

STREAM FISH CONSERVATION: PLANNING AND PUBLIC POLICIES: Conservation biology has historically been based on principles to protect terrestrial ecosystems, with marine and freshwater ecosystems left behind. As a result, often, protected areas are defined with bases in forest cover and terrestrial characteristics overseeing important components of connectivity of riverine landscapes, such as the connectivity between rivers, lakes, and streams. It is important to emphasize that forest protection is extremely important, but that alone cannot safeguard the protection of freshwater ecosystems. Therefore, our discussion should lead, not to the disregard of terrestrial efforts but to the complementation of existing efforts for forest protection with the addition of areas that can also protect freshwater ecosystems. Fluvial ecosystems are hierarchical and nested systems, with multidimensional connectivity including longitudinal (upstream-downstream), lateral (floodplains and lakes), temporal (seasons) and vertical (groundwaters) connections. Systematic Conservation Planning (SCP) is the most well accepted and used method for designing conservation plans based on cost-effective scenarios that include ecological and socio-economic values resulting in thematic maps of priority areas for conservation. Recently, methods to consider the connectivity of freshwater ecosystems were incorporated into spatial prioritization tools. Maps produced using spatial prioritization tools can help decision making on species management and conservation actions, such as plans for species' impact reduction (PRIM) and action plans for threatened species (PAN). PRIM and PAN use information about species ecology to focus conservation actions onto target species. These conservation action plans must be viable not only ecologically but also economically. In this context, using SCP to guide designs of PRIM and PAN can help stakeholders to achieve better conservation actions in Brazil. Thus, the SCP can improve the conservation and management of freshwater ecosystems, through the integration of science, society and stakeholder.

Keywords: Systematic conservation planning; freshwater ecosystems; ecological niche modeling; action plan for species conservation; impact reduction plan for species conservation; conservation in Brazil.

INTRODUÇÃO

A área do conhecimento que denominamos de Biologia da Conservação surgiu nas décadas de 1970 e 1980, as quais foram marcadas por conferências globais e importantes relatórios sobre o meio ambiente (*e.g.* Conferência de Estocolmo 1972, Relatório Brundtland 1987). Essa ciência é multidisciplinar e, por intermédio das áreas da biologia, humanas e exatas, busca uma melhor gestão dos recursos naturais, envolvendo assim a biologia, a sociologia, a antropologia e a economia. Assim, em 1992, foi estabelecida durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) – realizada no Rio de Janeiro em 1992 (Rio 92), a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB). Países europeus, sobretudo, estavam muito preocupados com os índices crescentes de poluição atmosférica, com as altas taxas de desmatamento das florestas tropicais e consequente extinção de espécies.

Em decorrência das discussões e das políticas ambientais, que estavam ganhando força, em

2000 foi criado no Brasil o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (SNUC 2000). Esse instrumento surgiu para normatizar - de maneira coordenada - a criação, implementação e gestão das unidades de conservação (UCs) no país. Entretanto, o estabelecimento de territórios protegidos já era delimitado por lei anterior ao SNUC, como por exemplo o Código Florestal, originalmente criado em 1934. A promulgação da Política Nacional do Meio Ambiente pode ser entendida como uma reação brasileira ao contexto internacional da época; mais tarde, em novembro de 1992, dá-se a inauguração do Ministério do Meio Ambiente (MMA), com a atribuição de gerir tais políticas.

Áreas protegidas (APs) é um termo amplo, globalmente utilizado, que visa separar elementos da biodiversidade de processos que ameaçam sua existência na natureza (Margules & Pressey 2000), bem como manter as funções ecológicas e ecossistemas naturais que podem ser comprometidos em paisagens de manejo antrópico intensivo (Dudley 2008). Assim, as APs são essenciais para a conservação da biodiversidade

e processos ecológicos, pois fornecem habitat e proteção para espécies ameaçadas, de distribuição restrita e vulneráveis. O delineamento de APs deve seguir dois princípios básicos: (1) representatividade - as reservas devem preservar amostras suficientes de representantes únicos da biodiversidade existente em uma dada região, idealmente em todos os níveis de organização (Austin & Margules 1986). Geralmente, para a avaliação da representatividade, métodos de classificação são empregados para a definição dos grupos de biodiversidade ou tipos de ambientes que necessitam de proteção, chamados de unidades ecológicas hierárquicas (Austin & Margules 1986); e (2) persistência - as reservas, uma vez estabelecidas, devem promover a sobrevivência de longo prazo das espécies e outros elementos da biodiversidade, mantendo processos naturais e populações viáveis e excluindo ou amenizando ameaças (Soulé 1987). Assim, a seleção da localização e dos limites das reservas deve levar em consideração os padrões naturais de ocorrência dos organismos ou ecossistemas, com a alocação de área suficiente para manutenção dos processos biológicos e representatividade dos alvos de conservação. Além disso, essa seleção também deve considerar a conectividade entre reservas, e o delineamento compreendendo os divisores das bacias hidrográficas (Peres & Terborgh 1995, Shafer 1999). Para maximizar a eficácia dos sistemas de reservas, Possingham *et al.* (2006) sugeriram implementar os princípios AARE (CARE em inglês): Abrangência, Adequação (Persistência), Representatividade e Eficiência. Essa estrutura, além de considerar representatividade e persistência no projeto da reserva, também é responsável pela abrangência e eficiência. A abrangência incorpora flexibilidade no planejamento de conservação, fornecendo soluções alternativas para abordar aspectos econômicos, políticos e sociais na tomada de decisões. A eficiência baseia-se na ideia de que os planejadores devem tentar alcançar os objetivos de conservação da biodiversidade pelo menor custo possível, permitindo uma decisão custo-efetiva.

Diferentes métodos evoluíram para enfrentar o desafio de identificar áreas prioritárias para a conservação. Uma dessas abordagens é a classificação de áreas de acordo com critérios

de biodiversidade, como riqueza de espécies, número de espécies raras ou ameaçadas ou diversidade de paisagens (Myers *et al.* 2000, Rosset *et al.* 2013). No entanto, métodos de classificação apesar de serem mais objetivos do que as abordagens *ad hoc*, nem sempre garantem a representação adequada de todas as espécies (Williams *et al.* 1996).

Além dessas abordagens, alguns programas de conservação também evoluíram para a proteção de espécies raras, icônicas ou ameaçadas (Hess *et al.* 2006). A conservação baseada em determinadas espécies geralmente pressupõe que a implementação de ações de conservação para essas espécies, também possa beneficiar indiretamente outras espécies na comunidade em geral. Essa é, provavelmente, a prática mais usada para definir programas de conservação, pois a proteção de espécies ou comunidades ameaçadas de extinção está geralmente assegurada por leis ambientais.

Uma outra forma de recomendar áreas que sejam importantes para a conservação da biodiversidade é identificar *hotspots* e KBA (*Key Biodiversity Areas*). *Hotspots* são áreas com grande concentração de espécies endêmicas e com altas taxas de perda de habitat (Myers 1988). Esse conceito tem como base os princípios de insubstituibilidade e vulnerabilidade (Myers *et al.* 2000). Recentemente, Jézéquel *et al.* (2020) aplicaram o conceito de *hotspot* para indicar áreas importantes para a conservação de peixes na bacia amazônica. As KBAs são áreas de importância global para a biodiversidade que suportam populações viáveis de organismos que são considerados peças-chave para a manutenção da biodiversidade local e/ou regional (Eken *et al.* 2004). Para isso levam em consideração quatro características: (1) presença de espécies ameaçadas, (2) espécies com distribuição restrita (< 50.000 km²), (3) locais em que as espécies se concentram durante alguma fase do ciclo de vida (formação de agregações) e (4) assembleias de espécies endêmicas de um determinado bioma. Diferentemente dos outros métodos de priorização espacial, as KBAs não visam minimizar o tamanho da área para ser protegida, ao invés, o método fornece evidências dos locais significativos para conservação. Esse método visa abranger áreas que desempenham papel

crítico na manutenção da população de espécies cuja conservação é prioritária e essencial (Eken *et al.* 2004).

Planejamento sistemático para conservação (PSC)

O planejamento sistemático para conservação surgiu dos esforços para incluir critérios socioeconômicos nos projetos de delineamento das áreas protegidas para a conservação da biodiversidade (Margules & Pressey 2000). É essencial incluir critérios socioeconômicos, uma vez que áreas protegidas, principalmente onde é proibida a extração de recursos, competem com outros usos potenciais da terra, além de não haver recursos financeiros suficientes para resolver todas as necessidades de conservação. Nesse contexto, o PSC procura identificar áreas complementares, de biodiversidade ou paisagem, que, quando combinadas entre si, atinjam objetivos explícitos e quantitativos de conservação (Pressey *et al.* 2007), ao mesmo tempo em que consideram a relação custo-benefício e as restrições espaciais (Watson *et al.* 2011).

O planejamento sistemático de conservação visa informar os tomadores de decisão sobre como alcançar objetivos de conservação de maneira mais eficiente. Isto é feito explicitamente utilizando metas e alvos de conservação, integrando aspectos socioeconômicos e ecológicos. Algumas das vantagens do PSC são: (1) o uso de objetivos explícitos e quantitativos, por exemplo, contemplar 50% da distribuição de todas as espécies raras; (2) custo-eficiência considerando os custos diretos de implementação e implicações socioeconômicas adicionais nas áreas sob proteção; (3) adequação e persistência onde adequação envolve os processos essenciais para a persistência da biodiversidade (Linke *et al.* 2011, Hermoso *et al.* 2015). Por essas características o método permite flexibilidade na escolha de áreas que atinjam os objetivos de conservação respeitando restrições de ordem político-econômica. Por exemplo, a exclusão de áreas de alto valor produtivo do plano de conservação condenando-as como indisponíveis para conservação e procurando por outras áreas com valor de conservação equivalente que não tragam prejuízos econômicos.

Apesar da existência de regras e ferramentas para projetar reservas, a maioria das áreas

protegidas terrestres existentes em todo o mundo foi criada sem seguir essas regras, como resultado, são uma amostra tendenciosa da biodiversidade (Vieira *et al.* 2019). Historicamente, áreas de proteção eram estabelecidas em locais remotos (*e.g.* Parque Nacional de Yellowstone, Wyoming EUA), ou em áreas inadequadas para atividades comerciais (*e.g.* Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro) (Pressey *et al.* 2002). Esse cenário é ainda pior para os ecossistemas de água doce: até 2003 eles eram muito negligenciados no planejamento de reservas, com rios sendo frequentemente utilizados apenas como limites de borda para reservas terrestres (Nel *et al.* 2007). Além disso, características como conectividade do sistema e zonas úmidas costumavam ser completamente ignoradas. Por essas razões, os ecossistemas de água doce estão entre os ambientes menos representados em áreas protegidas, e são muito mais ameaçados do que os marinhos ou terrestres (Strayer & Dudgeon 2010, Abell *et al.* 2017).

Na última década, o planejamento sistemático de conservação dos sistemas de água doce vem recebendo maior atenção (Moilanen *et al.* 2008, Hermoso *et al.* 2011a). Novos métodos estão sendo desenvolvidos para lidar com as múltiplas dimensões da conectividade hidrológica e funcional dos ecossistemas lóticos (Linke & Turak 2011). Os ecossistemas lóticos se desenvolveram em resposta a padrões e processos dinâmicos que ocorrem ao longo de quatro dimensões (*sensu* Ward 1989). As interações montante-jusante constituem a dimensão longitudinal; a dimensão lateral inclui interações entre o canal e a zona ripária/várzea; a dimensão vertical refere-se às interações significativas que também ocorrem entre o canal e as águas subterrâneas contíguas; a quarta dimensão, tempo, fornece a escala temporal. Assim, o PSC em ecossistemas de água doce precisa levar em consideração não apenas as condições ecológicas locais, mas também o contexto de paisagem e ambientes associados (ver artigo de Bregão *et al.*, 2021 para estudos em paisagens hidrográficas). Para isso, é necessária uma abordagem espacial integrada da bacia hidrográfica que permita considerar as diferentes dimensões da conectividade fluvial na escala da paisagem (Figura 1).

No Brasil, são consideradas áreas protegidas os territórios delimitados pelas Unidades de

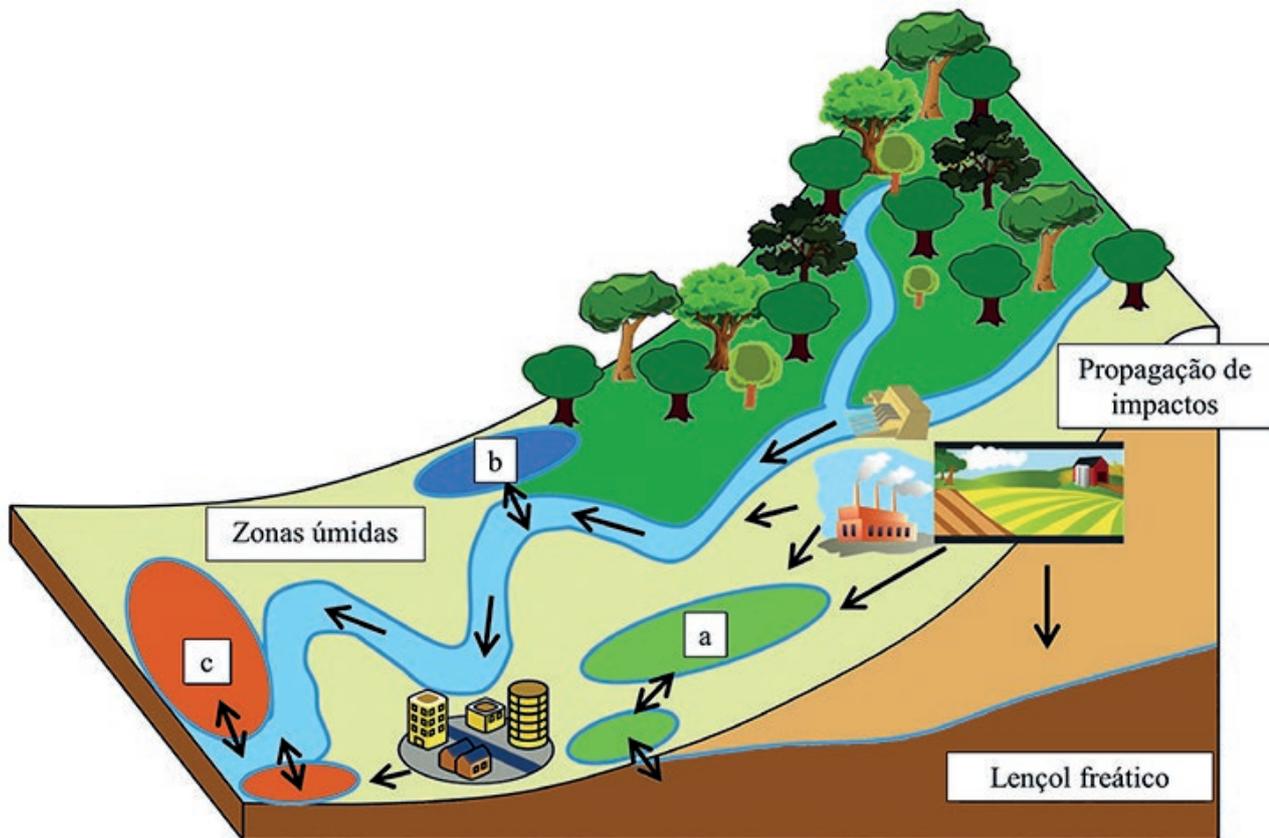


Figura 1. Tipos de conectividade e potenciais impactos aos ecossistemas de águas continentais. As dimensões longitudinal, lateral, temporal e vertical da conectividade aquática são representadas pelas setas, assim como as vias de propagação de impacto por escoamento superficial e/ou fluvial montante-jusante; a – áreas alagadas desconectadas do canal do rio; b – áreas alagadas lateralmente conectadas; c – áreas alagadas a jusante. (modificado de Reis *et al.* 2017).

Figure 1. Freshwater ecosystems impacts and connectivity. The arrows represent the longitudinal, lateral, temporal and vertical dimensions of freshwater connectivity, as well as the impact propagation pathways by upstream to downstream; a - flooded areas disconnected from the river channel; b - flooded areas laterally connected; c - flooded areas downstream. (modified from Reis *et al.* 2017).

Conservação federais, estaduais e municipais, territórios indígenas e quilombolas, além das áreas indicadas pelo novo Código Federal (Brasil 2012). As técnicas de PSC vêm sendo utilizadas como aprimoramento metodológico importante no processo de atualização dos mapas de áreas prioritárias para conservação no país. No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente é responsável por propor e atualizar regularmente as áreas prioritárias para conservação, que tem por objetivo central apoiar a tomada de decisão em relação ao planejamento e implementação de territórios de múltiplos usos e interesses, mas colocando o tema da conservação na mesa de negociação. Entre os anos de 2012-2018 foi realizada a 2ª atualização das áreas prioritárias para conservação, a qual contou com a incorporação das bacias hidrográficas brasileiras

como unidade de planejamento do território (e.g. WWF 2015).

O reconhecimento de peixes de água doce como grupo-alvo é de extrema relevância para o planejamento de ações de conservação, sobretudo de organismos e ecossistemas aquáticos. A incorporação de dados sobre a distribuição de peixes de riachos, em geral de pequeno porte e ameaçados de extinção, por exemplo, foi decisiva para o novo mapa de áreas prioritárias do bioma Mata Atlântica. Para o bioma Amazônia, por sua vez, houve a incorporação de diversas características dos ambientes aquáticos amazônicos, como as paisagens aquáticas (Venticinque *et al.* 2016), ambientes de corredeiras, locais de grande produção pesqueira, confluência de rios com qualidades distintas de águas, dentre outros. A normativa vigente que oficializa o

trabalho de atualização das áreas prioritárias no Brasil é a Portaria MMA n. 463, de 18 de dezembro de 2018. Maiores informações e detalhes sobre o processo e seus produtos (mapas, *shapes*) podem ser obtidos no portal eletrônico do MMA (<http://areasprioritarias.mma.gov.br>).

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Nesta seção, mostraremos um panorama geral das metodologias atualmente utilizadas em estudos de priorização espacial para conservação e planejamento de ações para conservação. Para facilitar, vamos dividi-las em a) **escala ampla**, na qual estamos considerando a bacia hidrográfica como unidade amostral, e b) **escala local**, na qual estamos considerando ações para a conservação mais focadas a resolver ou minimizar um impacto.

Obtenção de dados em ampla escala

Um dos tipos de dados mais utilizados para os trabalhos de conservação em ampla escala é a informação sobre a distribuição das espécies. Isso se deve ao fato de a informação sobre a distribuição das espécies ser de acesso mais fácil, ao contrário das informações sobre parâmetros populacionais. Para obter informação sobre a distribuição das espécies, normalmente são utilizados dados secundários. Os dados secundários são conjuntos de informações coletadas por pesquisadores, obtidos em artigos científicos, teses, dissertações, relatórios, bancos de dados de pesquisadores ou disponíveis *online*. Para trabalhar com dados secundários é muito importante saber a sua origem, e obtê-los de fontes confiáveis.

Registro de ocorrência

Dados de ocorrência das espécies são os locais onde as espécies são encontradas, normalmente representados por coordenadas geográficas, latitude e longitude. Esses dados podem ser obtidos tanto de banco de dados de coleções não indexadas, quanto de bibliografia e/ou repositórios de dados *online*. Atualmente existem dois grandes repositórios *online* com dados de ocorrência das espécies de peixes de riachos para o Brasil e para o mundo: (1) *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF – gbif.org) é um banco de dados internacional, destinado a fornecer informações sobre as espécies do mundo todo; e

(2) *Species Link* (splink.cria.org.br), dados de todas as coleções científicas brasileiras e algumas da América Latina.

Após a aquisição das ocorrências, essas precisam ser verificadas para que sejam excluídas as coordenadas e/ou as informações erradas. Os erros comumente encontrados são taxonômicos (espécies com identificação equivocada ou taxonomia desatualizada), coordenadas invertidas (latitude no lugar de longitude ou vice-versa), e coordenadas do município ao invés do local exato de coleta da espécie (para detalhes ver Peterson *et al.* 2011). Esses dados de ocorrência serão utilizados para obter informação sobre a área de distribuição das espécies, ou a partir do mínimo polígono convexo (MPC) ou dos modelos de nicho ecológico (ENM), ou mesmo para serem usados diretamente no PSC e/ou na priorização espacial para conservação.

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais são utilizadas tanto nos ENMs quanto no PSC e na priorização espacial. Elas são informações espacializadas, isto é, mapas temáticos que podem conter informações categóricas, (em formato vetor – *shapefile*) ou contínuas (em formato *raster*). Neste capítulo iremos separar essas variáveis em climáticas, estruturais/topográficas e de impactos, sumarizadas na Tabela 1.

Os dados de variáveis climáticas são “rasters” com informações sobre clima e/ou condição climática para o mundo todo, derivados de interpolações de informações de estações climáticas distribuídas ao longo do globo (Fick & Hijmans 2017). Essas variáveis podem ser informações históricas do clima, desde o período do Plioceno (~3Ma) ao período pré-industrial (~1790), período histórico (~1900-1949), período moderno (1970-2000), período atual (2000–2018), e futuro (2040-2100) (Fick & Hijmans 2017).

Variáveis estruturais são variáveis que fornecem informação sobre a estrutura física do ambiente terrestre, como informações topográficas (Amatulli *et al.* 2018), heterogeneidade do habitat (Tuanmu & Jetz 2015), tipo de vegetação e tipo de solo. Há também informações sobre os ecossistemas aquáticos, como *shape* dos rios, riachos e lagos (Lehner & Grill 2013), e variáveis climáticas e topográficas

Tabela 1. Sítios eletrônicos para baixar as variáveis de ampla escala de clima, topografia/estruturais e potenciais impactos.

Table 1. Sites to download the climatic and structural macroecological environmental variables, and shapes from potential impacts.

Classe	Variáveis	Links
Clima	Temperatura	https://www.worldclim.org
	Precipitação	https://www.ecoclimate.org/ http://chelsea-climate.org/
	Radiação solar	https://www.worldclim.org
	Velocidade do vento	https://www.worldclim.org
	Umidade do ar	https://www.worldclim.org
Topografia/ estruturais	Elevação	https://www.earthenv.org/ https://www.worldclim.org
	Aspecto	https://www.earthenv.org/
	Declividade	https://www.earthenv.org/
	Geomorfologia	https://www.earthenv.org/
	Tipo do solo	https://soilgrids.org
	Heterogeneidade do habitat	https://www.earthenv.org/
	Shapes rios, riachos e lagos	https://www.hydrosheds.org
	Eossistemas aquáticos	https://www.earthenv.org/ http://www.estellus.fr/index.php?static13/giems-d15
Impactos	Barragens	https://mapbiomas.org
	Mineração	https://mapbiomas.org
	Estrada	https://mapbiomas.org
	Urbanização	https://mapbiomas.org https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/sets/browse
	Uso e ocupação do solo	http://www.fao.org/nr/water/aquamaps/ https://mapbiomas.org https://cgiarcsi.community/ https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/sets/brows
	Desmatamento	https://mapbiomas.org http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/sets/browse

criadas a partir de *shapes* hidrográficos (para detalhes ver Domisch *et al.* 2015). Classificamos como variáveis de impacto qualquer variável que leve a uma mudança na estrutura do habitat das espécies. Assim, essas variáveis englobam uma ampla gama de informações, como barramentos por hidrelétricas ou outras atividades que também levam a fragmentação dos ecossistemas aquáticos, cobertura e uso do solo, estradas, mineração e urbanização (Vörösmarty *et al.* 2010).

Importante ressaltar que não há variáveis de ampla escala com informações limnológicas. Assim, todas as variáveis terrestres e aquáticas

citadas são usadas como representante (*proxy*) para os ambientes aquáticos. Isso é possível devido à interdependência entre o ecossistema terrestre e o aquático (Frederico *et al.* 2014, McGarvey *et al.* 2018).

Área de distribuição das espécies

Muitas vezes a área de distribuição é a única informação existente, principalmente em países megadiversos como o Brasil. Assim, conhecer e delimitar a área de distribuição das espécies é de extrema importância para direcionar ações para a sua conservação (Mota-Vargas & Rojas-Soto

2012). Além disso, a avaliação do tamanho da área de distribuição de uma espécie é um dos critérios mais utilizados na avaliação do estado de ameaça das espécies (IUCN 2016), sobretudo para os peixes de água doce (ICMBio 2018a).

Há algumas metodologias para delimitar e/ou estimar a área de distribuição das espécies. Vamos focar em dois dos métodos atualmente mais utilizados: (1) Mínimo Polígono Convexo (MPC), mais simples e menos preciso, e (2) Modelagem de Nicho Ecológico (ENM), mais complexo e mais preciso.

Mínimo polígono convexo (MPC)

Um dos métodos amplamente usados para estimar a área de distribuição das espécies é o mínimo polígono convexo. Nesse método os pontos de ocorrência da espécie são plotados em um mapa, e um polígono é formado conectando os pontos mais externos, a fim de incluir todos os registros de ocorrência da espécie dentro do polígono (Figura 2). Esse método muitas vezes superestima a área de distribuição das espécies, além de não permitir a existência de espaços vazios, isto é, áreas sem a ocorrência da espécie dentro do polígono (Mota-Vargas & Rojas-Soto



Figura 2. Ilustração esquemática de como é construído o polígono de área de distribuição de uma espécie pelo método do mínimo polígono convexo (MPC). Pontos de ocorrência sobrepostos com o polígono criado pelo método do MPC.

Figure 2. Schematic illustration of how the minimum convex polygon (MCP) are build. The Occurrence overlaid with the polygon builded by the MPC method.

2012). Esse é o método atualmente utilizado pela IUCN para estimar extensão de ocorrência (EOO) das espécies.

O Brasil adota oficialmente o método de categorias e critérios da IUCN para avaliar o estado de conservação da fauna e flora, para gerar as listas nacionais de espécies ameaçadas de extinção (Portaria MMA n. 43/2014). As três categorias de ameaça (Criticamente em Perigo - CR; Em Perigo - EN; ou Vulnerável - VU), incluem critérios quantitativos e qualitativos pelo método IUCN para categorizar o risco de extinção de uma espécie (Souza *et al.* 2018). Dentre estes, o critério B trata de distribuição geográfica restrita, e assume a área calculada pelo MPC como a área de distribuição aproximada da espécie (Souza *et al.* 2018). Esse critério foi amplamente utilizado para avaliar as espécies de peixes de riacho ameaçadas de extinção (ICMBio 2018a). Embora seja reconhecido que o MPC não reflete a real distribuição das espécies aquáticas, esse método padroniza a aplicação dos critérios e permite comparações.

Modelagem de nicho ecológico (ENM)

Os modelos de nicho ecológico (ENM - sigla em inglês) é um outro método utilizado para estimar a área de distribuição potencial das espécies (Peterson & Soberón 2012). Os ENMs são um conjunto de regras e funções que relacionam dados biológicos e ambientais classificando os locais de acordo com a sua adequabilidade para sobrevivência das espécies, fundamentado na teoria de nicho ecológico (Soberón 2007). Em termos gerais, a partir de dados de ocorrência das espécies, é possível correlacioná-los com características ambientais, calcular o nicho ecológico da espécie e projetá-lo no espaço geográfico e/ou no clima futuro (Figura 3). Para isso os modelos assumem que a distribuição das espécies é estática, isto é, a espécie está em equilíbrio entre o seu padrão observado e o ambiente (Guisan & Zimmermann 2000). A construção dos modelos envolve três etapas que trataremos como: (1) pré-modelagem; (2) modelagem; (3) pós-modelagem (Figura 3). Abaixo segue uma breve apresentação de cada etapa, entretanto, não iremos detalhar nenhum dos passos; para isso, recomendamos a leitura de Peterson *et al.* (2011).

A pré-modelagem consiste na aquisição e

preparação dos dados. A aquisição e verificação dos dados de ocorrência já foram discutidas acima. Além disso, as ocorrências também precisam ser investigadas quanto ao viés espacial, referente a pontos registrados somente em áreas de fácil acesso (Peterson *et al.* 2011), e quanto ao viés ambiental, o que significa a autocorrelação espacial dos dados (Peterson *et al.* 2011).

Quanto às variáveis ambientais, elas podem ser escolhidas com base no conhecimento sobre a ecologia da espécie e/ou do ambiente onde vive. Essa abordagem exige um conhecimento sobre a história de vida da espécie, geralmente indisponível para peixes de riachos (Castro & Polaz 2020). Nessa abordagem, deve-se testar a colinearidade entre as variáveis para evitar o superajuste (*overfit*) dos modelos; ou pode-se utilizar os eixos de uma análise de componentes principais (PCA) no lugar da seleção de determinadas variáveis ambientais, assim é possível manter a representação de todas as variáveis sem a necessidade de escolha (De Marco & Nóbrega 2018). Independente da abordagem, é preciso sempre atenção e cuidado com o número de variáveis a serem utilizadas. Outros dois fatores importantes que precisam ser bem definidos antes da construção do modelo são: (1) o tamanho da área de estudo que será usada para criar os modelos (*extent* ou *background*), e (2) o tamanho do *pixel*, ambos irão depender da hipótese e extensão de ocorrência da espécie.

A etapa da modelagem consiste em criar os modelos propriamente. O primeiro passo é usar um ou mais métodos matemáticos para calcular o nicho da espécie e, então, projetá-lo no espaço. A escolha do método irá depender do tipo dos dados, que podem ser somente i) presença, ou ii) presença e *background*, ou iii) presença e ausência (pseudo-ausência) (Tabela 2). O segundo passo é a calibração do modelo, para isso, os dados são divididos em treino e teste; esses mesmos dados serão utilizados posteriormente para a avaliação dos modelos. Um dos principais objetivos desse passo é construir um modelo que atenda aos dados conhecidos de maneira que sua capacidade preditiva não seja muito baixa.

A pós-modelagem consiste na avaliação dos modelos; a partir de uma matriz de confusão é possível avaliar os erros de omissão (*omission*), quando as ocorrências verdadeiras são omitidas,

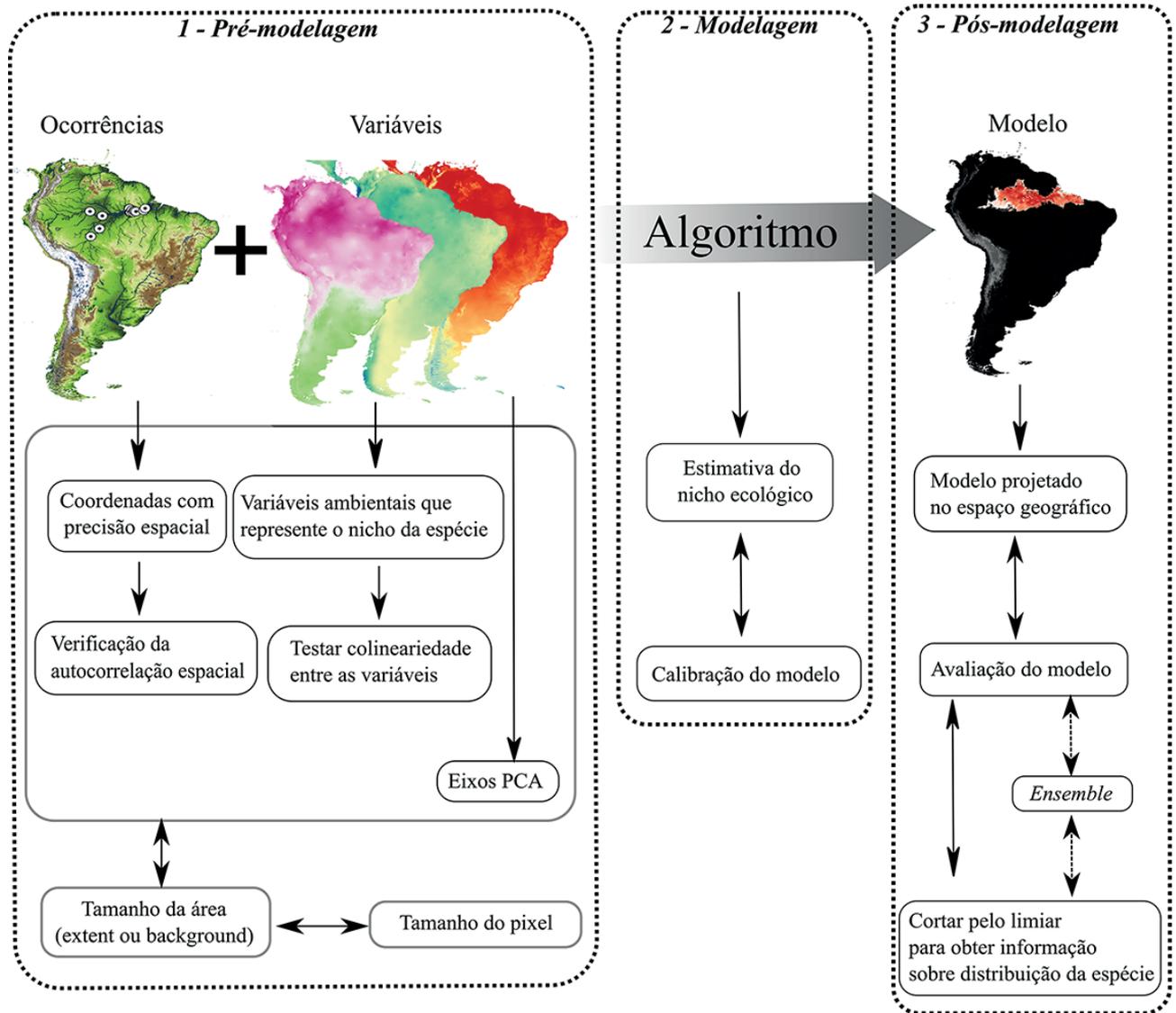


Figura 3. Esquema simplificado das etapas e informações necessárias para a construção dos modelos de nicho ecológico.

Figure 3. Schematic summarizing the steps and information required to build ecological niche models (ENM).

e os erros de sobrevisão (*commission*), quando os modelos extrapolam para áreas onde é sabido que a espécie não ocorre. A partir dessas estimativas são calculados os índices para avaliação dos modelos, como o AUC (*area under curve*), o TSS (*True Skill Statistics*) e o Kappa, os mais utilizados atualmente. Além disso, para a obtenção de um modelo binário (presença/ausência), é necessário escolher um valor de limiar. A seleção desse valor afeta diretamente os resultados, sendo determinada pela aplicação e pelo objetivo do modelo (Jiménez-Valverde & Lobo 2007). Na abordagem de múltiplos algoritmos, isto é, quando mais de um algoritmo é utilizado para gerar modelos para uma espécie,

faz-se necessário um método de consenso entre os modelos, ou *ensemble*, para a obtenção de um modelo final.

Aplicações do Planejamento Sistemático para Conservação (PSC)

Ainda no recorte de ampla escala, estudos de planejamento sistemático para conservação em ambientes lóticos geralmente utilizam as bacias hidrográficas como unidades de planejamento (Hermoso *et al.* 2011b; Leal *et al.* 2020). O uso dessa abordagem permite o estudo integrado de grandes bacias hidrográficas, que podem ser divididas em sub-bacias, e assim, permitem considerar a conectividade longitudinal de maneira direta no

Tabela 2. Algoritmos mais utilizados em modelagem em relação ao tipo de dado.**Table 2.** Data and algorithms most used in ecological niche modelling.

Tipo de Dados	Característica	Algoritmo
Presença (<i>presence only</i>)	Métodos de presença utilizam apenas dados de presença das espécies; não há necessidade de usar outra informação sobre as espécies.	Bioclim
		Domain Distância de Mahalanobis
Presença e ausência (ou pseudo- ausência)	Métodos de presença e ausência requerem dados de onde a espécie foi registrada e de onde a espécie está ausente, pois alguns algoritmos funcionam pela comparação entre os locais. Entretanto, há pouca ou nenhuma informação sobre ausências verdadeiras; logo, esses métodos normalmente utilizam pseudo-ausências.	<i>Generalized Linear Models</i> - GLM
		<i>Generalized Additive Models</i> – GAM
		<i>Multivariate Adaptive Regression Splines</i> - MARS
<i>Background</i>	Métodos de <i>background</i> relacionam a informação ambiental da área de ocorrência conhecida da espécie com o ambiente de toda a área de estudo, o <i>background</i> . Para isso, essa abordagem cria ausências distribuídas ao longo dos dados ambientais, extraídas do <i>background</i> , podendo incluir áreas de ocorrência das espécies (Peterson <i>et al.</i> , 2011).	Artificial Neural Networks (ANN) <i>Random Forest</i> – RF
		<i>Boosted Regression Trees</i> – BRT
		MaxEnt <i>Support Vector Machine</i> – SVM

PSC (Moilanen *et al.* 2008, Hermoso *et al.* 2011a). Bases de dados espaciais, como por exemplo o *HydroSheds* (Lehner & Grill 2013), e mais recentemente o *HydroAtlas* (Linke *et al.* 2019a), juntamente com produtos de sensoriamento remoto, permitem aplicações de PSC em diferentes escalas de paisagem hidrográfica (veja exemplos sobre abordagens para estudos da paisagem hidrográfica em Brejão *et al.* 2021). Para isso geralmente são utilizados os ENMs para a obtenção de informação sobre a distribuição das espécies associadas a variáveis ambientais, já que dados empíricos de ocorrência das espécies são geralmente escassos. Além disso, em áreas muito extensas e com alta biodiversidade, como por exemplo a Amazônia, é comum o uso de substitutos (*proxies*) ambientais para representar habitat importantes para biodiversidade (Thieme *et al.* 2007).

O PSC adota uma abordagem espacialmente explícita de elementos da biodiversidade ou representantes ecológicos importantes para a conservação, juntamente com princípios de

economia espacial (Figura 4). Uma equação matemática avalia o custo-benefício da escolha de uma determinada área em detrimento de outra para atingir os objetivos de conservação e de conectividade (Ball *et al.* 2009). Esse tipo de abordagem valoriza uma perspectiva ecológica na seleção de áreas para proteção, como por exemplo, a conectividade entre áreas para garantir a persistência das espécies. O custo pode ser interpretado como o valor econômico das ações de conservação, ou como o custo indireto imposto pela presença de impacto humano nos arredores de áreas de conservação (Reis *et al.* 2019a).

Diferentes algoritmos podem ser utilizados para a geração dos modelos de PSC, tais como: Marxan (Ball *et al.* 2009); Zonation (Moilanen 2005); ResNet (Kelley *et al.* 2002); MultCSync (Moffett *et al.* 2005); ConsNet (Ciarleglio *et al.* 2009); C-Plan (Pressey *et al.* 2009) e mais recentemente um pacote de R chamado *prioritizr* (Hanson *et al.* 2020), sendo o Marxan e Zonation os mais utilizados. Embora essas ferramentas

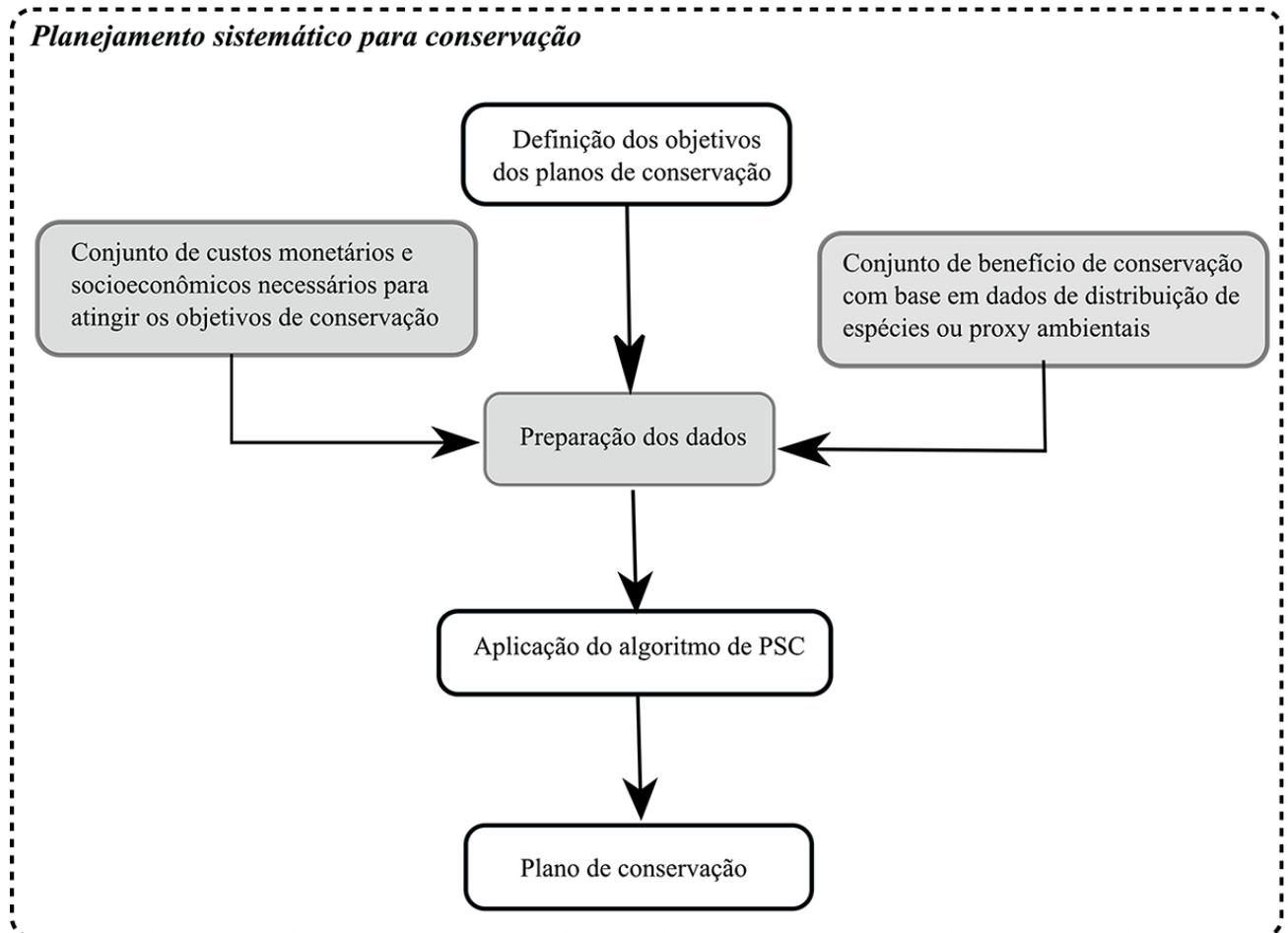


Figura 4. Esquema dos passos para a construção do planejamento sistemático para conservação.

Figure 4. Summary of steps required to build the systematic planning for conservation.

tenham sido projetadas para o planejamento de conservação em ambientes marinhos e terrestres, elas foram adaptadas e aplicadas com sucesso em ecossistemas de água doce. Essas ferramentas foram adaptadas para incorporar as dimensões da conectividade dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo: 1) a conectividade longitudinal dos rios (Moilanen *et al.* 2008, Hermoso *et al.* 2011a); 2) a conectividade longitudinal e lateral entre sub-bacias (Hermoso *et al.* 2012); 3) o tempo de permanência da inundação em ambientes sazonais (Hermoso *et al.* 2013); 4) a propagação de impactos no sentido montante-jusante e a importância da condição ecológica (Linke *et al.* 2012); 5) a conectividade vertical no planejamento de conservação das águas subterrâneas (Linke *et al.* 2019b); 6) e também uma abordagem direta das conectividades longitudinal e lateral para incluir a dinâmica espaço-temporal de planícies de inundação e rios (Reis *et al.* 2019a).

Exemplos de aplicações de PSC envolvendo abordagens diretas para peixes de riachos

ainda são escassos. Hermoso *et al.* (2013) demonstraram como usar métodos de PSC para encontrar refúgios para maximizar a capacidade de recolonização das espécies de peixes de água doce no norte da Austrália, após o período de seca. Frederico *et al.* (2018) utilizaram planejamento sistemático para avaliar a efetividade da rede de áreas protegidas da Amazônia brasileira, em proteger a fauna de peixes de riachos. Outros esforços têm adotado objetivos conjuntos para alinhar necessidades de conservação terrestres e aquáticas (Hermoso *et al.* 2011b), e a proteção de habitat importantes onde há integração direta terrestre-aquática com as planícies de inundação (Reis *et al.* 2019b).

Outros aspectos importantes para a conservação, como a diversidade funcional e filogenética das espécies são ainda pouco explorados em estudos de PSC em ambientes aquáticos; no entanto, algumas iniciativas se destacam nesse sentido. Para proteger a fauna ameaçada de peixes do baixo rio Colorado,

nos Estados Unidos, Strecker *et al.* (2011) propuseram uma priorização sistemática considerando, simultaneamente, as diversidades taxonômica, funcional e filogenética, ameaças contemporâneas e mudanças climáticas futuras, para selecionar as melhores áreas para conservação de longo-prazo para as espécies de peixes. De maneira semelhante, Asmyhr *et al.* (2014) propuseram um PSC para priorizar a conservação de aquíferos na Austrália, baseado na diversidade filogenética de invertebrados aquáticos. Decker *et al.* (2017) incorporaram aspectos da teia trófica em um PSC para os peixes do rio Danube, na Alemanha. Esforços como esses são fundamentais para melhorar os planos de PSC, tornando-os mais realistas e capazes de oferecer proteção de longo prazo para as espécies aquáticas, à medida que as diversidades funcional e genética podem conferir resiliência às populações nos cenários de futuras mudanças climáticas.

Ações para conservação apoiadas pelo PSC

No Brasil identificamos algumas iniciativas do MMA e de suas autarquias, IBAMA e ICMBio, que fazem uso do PSC. Mencionamos anteriormente as atualizações do mapa de áreas prioritárias para conservação, exemplo de aplicação prática do PSC. Já entre os produtos oferecidos pelo ICMBio, os Planos de Redução de Impactos (PRIM) e os Planos de Ação Nacional para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção (PAN) são dois outros exemplos que utilizam o PSC. O PRIM tem se mostrado uma ferramenta interessante de apoio à decisão, utilizado tanto por diferentes setores do governo, quanto da sociedade civil para compatibilizar a conservação da biodiversidade com o desenvolvimento social e econômico, especialmente nos casos de expansão da malha viária, mineração e grandes projetos de energia,

incluindo a produção de óleo e gás.

O primeiro PRIM (ICMBio 2018b) foi o Plano de Redução de Impacto de Infraestruturas Viárias Terrestres sobre a Biodiversidade (PRIM-IVT). Esse PRIM levou em conta a distribuição de alguns peixes de água doce de pequeno porte, como espécies anuais da família Rivulidae (ICMBio 2018b), uma vez que o impacto da construção dessas infraestruturas pode afetar diretamente as espécies de peixes que ocorrem em poças temporárias. Três novos PRIMs (Tabela 3) estão em preparação para publicação ainda no biênio 2020-2021, os quais também consideram diferentes grupos de peixes de água doce (rios e riachos) em seu planejamento. As bases de dados com informação sobre os peixes utilizados nos PRIMs são provenientes das fichas de avaliação do estado de conservação da fauna brasileira. Esse é um processo coordenado pelo ICMBio que fornece subsídios técnicos e científicos para a elaboração da lista de espécies ameaçadas do país.

Ao contrário dos PRIMs, que têm por objetivo reduzir os impactos ambientais de grandes obras e empreendimentos, os PANs focam suas ações nas espécies ameaçadas de extinção. Atualmente há oito PANs que consideram os peixes de água doce como espécies-alvo para conservação (Tabela 4). Dentre esses PANs destaca-se o PAN *Peixes e Eglas da Mata Atlântica* (Portaria ICMBio n. 370/2019) por conter aproximadamente 80% das espécies-alvo habitantes de riachos do bioma atlântico. O objetivo geral do plano é melhorar o estado de conservação e popularizar peixes, eglas, rios e riachos da Mata Atlântica. Ao todo, são 32 ações de conservação que incluem a geração de conhecimento sobre as espécies e ambientes, para o fortalecimento de políticas públicas e a disseminação de conhecimento para a sociedade. Atualmente o Brasil possui 311 espécies de peixes

Tabela 3. Planos de Redução de Impacto (PRIMs) em elaboração no ICMBio para publicação no biênio 2020-2021.

Table 3. The action plans to reduce the impacts on the brazilian biodiversity for 2020 and 2021.

PRIM	Objetivos
PRIM-HA	Plano de Redução de Impactos de Hidrelétricas da Amazônia à Biodiversidade
PRIM-PGMAR	Plano de Redução de Impactos de Exploração de Petróleo e Gás à Biodiversidade Marinha e Costeira
PRIM-Mineração	Plano de Redução de Impactos da Mineração à Biodiversidade

Tabela 4. Planos de Ação Nacional (PAN) e respectivas portarias vigentes que contemplam peixes de água doce ameaçados de extinção como espécies-alvo para conservação. A ordem apresentada reflete a linha do tempo em que esses PANs foram oficializados pelo ICMBio. Ao clicar no título do PAN, o leitor será redirecionado à sua página específica no portal do ICMBio.

Table 4. Current Brazilian conservation plans and laws with focus on freshwater fish threatened species. The order is the implementation timeline. The full document can be accessed by clicking on the link.

PAN	Portarias vigentes	Grupos contemplados
Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Aquáticas Ameaçadas de Extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul	Portaria ICMBio n. 284/2018	13 peixes; 1 quelônio
Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção	Portaria ICMBio n. 198/2013	125 peixes
Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies da Fauna Aquática Ameaçadas de Extinção do Ecossistema Mogi/Pardo/Sapucai-Mirim/Grande	Portaria ICMBio n.20/2017	10 peixes
Plano de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas da Fauna Aquática do Rio São Francisco	Portaria ICMBio n. 34/2015	8 peixes
Plano de Ação Nacional para a Conservação da Fauna Aquática e Semiaquática da Bacia do Baixo Iguaçu	Portaria ICMBio n. 767/2017	12 peixes
Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes e Eglas da Mata Atlântica	Portaria ICMBio n. 370/2019	67 peixes; 23 crustáceos
Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas da Ictiofauna, Herpetofauna e Primatas do Cerrado e Pantanal [CERPAN]	Portaria ICMBio n. 293/2017	25 peixes, 4 anfíbios; 11 répteis; 1 primata
Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes da Amazônia	Portaria ICMBio n. 374/2019	37 peixes (1 raia); 1 lagarto

continentais ameaçadas (mais uma raia de água doce), e 298 dessas estão em PANs (Figura 5). Uma das metas do ICMBio é contemplar 100% das espécies da fauna ameaçada de extinção, ou seja, 1.173 espécies em PANs. Embora seja uma meta audaciosa, o ICMBio tem alcançado bons resultados com os grupos de vertebrados, permanecendo os invertebrados terrestres como o grande desafio de conservação a ser superado.

CONCLUSÃO

Nos últimos anos houve considerável avanço nas

metodologias e, conseqüentemente, nas ações de conservação dos ecossistemas de água doce e seus organismos, mas ainda há muito a ser feito. Baseado em princípios ecológicos dos sistemas aquáticos e aspectos econômicos e sociais, que competem com as necessidades de conservação, o PSC é um caminho promissor para melhorar a tomada de decisões e facilitar as negociações entre diferentes atores políticos, especialmente na gestão de bacias hidrográficas no Brasil.

Com o aumento de levantamentos sistemáticos e aumento de informações sobre as espécies de peixes de riacho nos mais diversos biomas

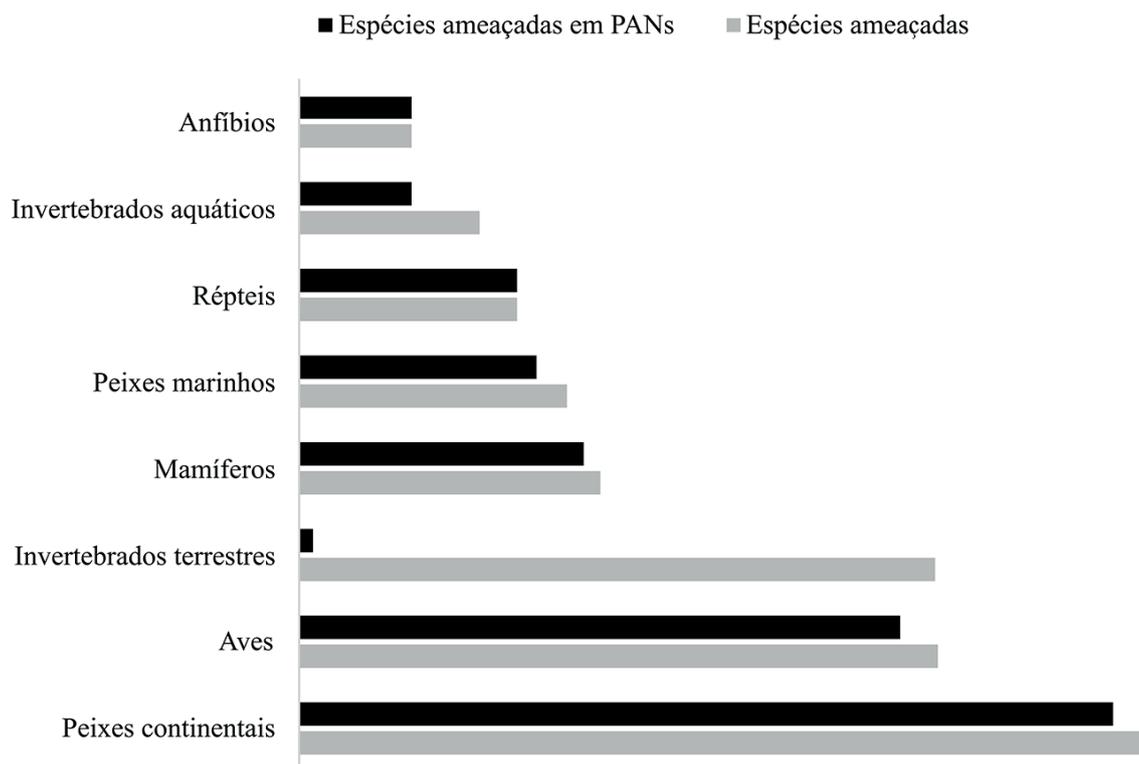


Figura 5. Espécies da fauna ameaçada de extinção, por grupo taxonômico, contemplada em Planos de Ação Nacional (PAN). Para ter acesso aos dados dos PANs em tempo real, acesse o painel dinâmico do ICMBio em: qv.icmbio.gov.br

Figure 5. Brazilian threatened species action plans by taxonomic groups. The full document can be accessed at ICMBio qv.icmbio.gov.br.

brasileiros, é possível aplicar as metodologias apresentadas aqui para indicar áreas prioritárias para se conservar e direcionar os tomadores de decisão para ações mais eficientes. Somente a integração dos interesses de planejamento de diferentes setores sociais (por exemplo, academia, governo e sociedade civil), intermediada por diálogos e legítima negociação, será capaz de gerar ações para um futuro da conservação. Esperamos que este artigo possa inspirar, como nós mesmas fomos inspiradas pela primeira edição deste Volume Especial, as novas gerações de jovens cientistas e atores da sociedade civil a desenvolverem mais estudos utilizando essas ferramentas, e contribuir para melhorar a gestão integrada das bacias hidrográficas com foco em diferentes perspectivas da diversidade e conservação dos peixes e ecossistemas de água doce.

AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos aos editores pelo convite e aos financiamentos pessoais: RGF tem financiamento do Projeto PROECOS (P&D ANEEL/CEMIG GT-599); VCSR agradece ao *Australian Rivers Institute*, *The Ian Potter Foundation* e colaboradores do projeto BCR pela infraestrutura e apoio financeiro; e CNMP agradece ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

REFERÊNCIAS

- Abell, R., Lehner, B., Thieme, M., & Linke, S. 2017. Looking Beyond the Fenceline: Assessing Protection Gaps for the World's Rivers. *Conservation Letters*, 10(4), 384–394. DOI: 10.1111/conl.12312
- Amatulli, G., Domisch, S., Tuanmu, M.-N.,

- Parmentier, B., Ranipeta, A., Malczyk, J., & Jetz, W. 2018. A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data*, 5(1), 180040. DOI: 10.1038/sdata.2018.40
- Austin, M. P., & Margules, C. R. 1986. Assessing Representativeness. Pages 45–67. In Usher, M B. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall Ltd.
- Asmyhr, M. G., Linke, S., Hose, G., & Nipperess, D. A. 2014. Systematic Conservation Planning for Groundwater Ecosystems Using Phylogenetic Diversity. *PloS One*, 9(12), 1–15. DOI: 10.1371/journal.pone.0115132
- Ball, I. R., Possingham, H. P., & Watts, M. 2009. Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools. In: A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation*. pp. 185–195. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Brasil. 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências., Lei Federal no 6.938, de 31 de agosto de 1981 Brasil.
- Brasil. 2004. Define regras para identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade, no âmbito das atribuições do Ministério do Meio Ambiente, Decreto No 5.092, de 21 de maio de 2004.
- Brasil. 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Lei No 12.651, de 25 de maio de 2012.
- Brejão, G. L., Leal, C. G. & Gerhard, P. 2021. A ecologia de peixes de riachos sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25(2), 477–495. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.16
- Castro, R. M. C., & Polaz, C. N. M. 2020. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotropica*, 20(1), e20180683. DOI: 10.1080/0141192042000195227
- Ciarleglio, M., Wesley Barnes, J., & Sarkar, S. 2009. ConsNet: New software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography*, 32(2), 205–209. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2008.05721.x
- De Marco, P., & Nóbrega, C. C. 2018. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLOS ONE*, 13(9), e0202403. DOI: 10.1371/journal.pone.0202403
- Decker, E., Linke, S., Hermoso, V., & Geist, J. 2017. Incorporating ecological functions in conservation decision making. *Ecology and Evolution*, 7(20), 8273–8281. DOI: 10.1002/ece3.3353
- Domisch, S., Amatulli, G., & Jetz, W. 2015. Near-global freshwater-specific environmental variables for biodiversity analyses in 1 km resolution. *Scientific Data*, 2. DOI: 10.1038/sdata.2015.73
- Dudley, N. 2008. Guidelines for applying protected area management categories. N. Dudley (Ed.), *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland: IUCN: p. 86. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T. M., Darwall, W., Fishpol, Li. D. C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., Salaman, P., Sechrest, W., Smith, M. L., Spector, S., & Tordoff, A. 2004. Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. *BioScience*, 54(12), 1110. DOI: <https://doi.org/c69hgs>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. DOI: 10.1002/joc.5086
- Frederico, R. G., De Marco, P., & Zuanon, J. 2014. Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. *Freshwater Biology*, 2303–2314. DOI: 10.1111/fwb.12432
- Frederico, R. G., Zuanon, J., & De Marco Jr, P. 2018. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. *Biological Conservation*, 219, 12–19. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.12.032
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology., 135, 147–186.

- Hanson, J. O., Schuster, R., Morrell, N., Strimas-Mackey, M. Watts, M. E., Arcese, P., Bennett, J., & Possingham, H. P. 2020. prioritizr: Systematic Conservation Prioritization in R. R Package Version 5.0.1.6. Available at <https://github.com/Prioritizr/Prioritizr>.
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J., & Possingham, H. P. 2011a. Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology*, 56(1), 57–70. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02390.x
- Hermoso, V., Kennard, M., Pusey, B., & Douglas, M. 2011b. Identifying priority areas for the conservation of freshwater biodiversity. In: B. J. Pusey (Ed.), *Aquatic Biodiversity in Northern Australia: Patterns, Threats and Future*. pp. 133 – 149. Darwin: Charles Darwin University Press.
- Hermoso, Virgilio, Filipe, A. F., Segurado, P., & Beja, P. 2015. Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology*, 60(4), 698–710. DOI: 10.1111/fwb.12519
- Hermoso, Virgilio, Kennard, M. J., & Linke, S. 2012. Integrating multidirectional connectivity requirements in systematic conservation planning for freshwater systems. *Diversity and Distributions*, 18(5), 448–458. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00879.x
- Hermoso, Virgilio, Ward, D. P., & Kennard, M. J. 2013. Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Diversity and Distributions*, 19(8), 1031–1042. DOI: 10.1111/ddi.12082
- Hess, G. R., Bartel, R. A., Leidner, A. K., Rosenfeld, K. M., Rubino, M. J., Snider, S. B., & Ricketts, T. H. 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation*, 132(4), 448–457. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.04.037
- ICMBio. 2018a. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I. ICMBio/MMA (Ed.), Brasília: MMA: p. 492.
- ICMBio. 2018b. PLANO DE REDUÇÃO DE IMPACTOS À BIODIVERSIDADE. ICMBio (Ed.), Brasília: MMA/ICMBio: p. 62.
- IUCN. 2016. Rules of Procedure IUCN Red List Assessment Process 2017-2020. p. 1–37.
- Jézéquel, C., Tedesco, P. A., Darwall, W., Dias, M. S., Frederico, R. G., Hidalgo, M., Hugueny, B., Maldonado-Ocampo, J., Martens, K., Ortega, H., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., & Oberdorff, T. 2020. Freshwater fish diversity hotspots for conservation priorities in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 34 (4), 956–965. DOI: 10.1111/cobi.13466
- Jiménez-Valverde, A., & Lobo, J. M. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31(3), 361–369. DOI: 10.1016/j.actao.2007.02.001
- Kelley, C., Garson, J., Aggarwal, A., & Sarkar, S. 2002. Place prioritization for biodiversity reserve network design: A comparison of the SITES and ResNet software packages for coverage and efficiency. *Diversity and Distributions*, 8(5), 297–306. DOI: 10.1046/j.1472-4642.2002.00155.x
- Leal, C.G., Lennox, G.D., Ferraz, S.B., Ferreira, J., Gardner, T.A., Thomson, J.R., Berenguer, E., Lees, A.C., Hughes, R.M., MacNally, R., Aragão, L.E.O.C., Brito, J.G., Castello, L., Garret, R., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R.P., Louzada, J., Morello, T.F., Nargila, G.M., Nessimian, J.L., Oliveira-Junior, J.M., Oliveira, V.H.F., Oliveira, V.C., Parry, L., Pompeu, P.S., Solar R.R. Zuanon, J., & Barlow, J. 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science*, 370, 117-121. DOI: 10.1126/science.aba7580
- 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. DOI: 10.1002/hyp.9740
- Linke, S., & Turak, E. 2011. Freshwater conservation planning: an introduction. *Freshwater Biology*. 56, 1–5. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02515.x
- Linke, S., Turak, E., & Nel, J. 2011. Freshwater conservation planning: The case for systematic approaches. *Freshwater Biology*. 56, 6–20 .DOI: 10.1111/j.1365-2427.2010.02456.x
- Linke, S., Kennard, M. J., Hermoso, V., Olden, J. D., Stein, J., & Pusey, B. J. 2012. Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1036–1045. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02177.x
- Linke, S., Lehner, B., Ouellet Dallaire, C., Ariwi, J., Grill, G., Anand, M., Beames, P., Burchard-

- Levine, V., Maxwell, S., Moidu, H., Tan, F., & Thieme, M. 2019a. Global hydro-environmental sub-basin and river reach characteristics at high spatial resolution. *Scientific Data*, 6(1), 283. DOI: 10.1038/s41597-019-0300-6
- Linke, S., Turak, E., Asmyhr, M. G., & Hose, G. 2019b. 3D conservation planning: Including aquifer protection in freshwater plans refines priorities without much additional effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1063–1072. DOI: 10.1002/aqc.3129
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253. DOI: 10.1038/35012251
- McGarvey, D. J., Menon, M., Woods, T., Tassone, S., Reese, J., Vergamini, M., & Kellogg, E. 2018. On the use of climate covariates in aquatic species distribution models: are we at risk of throwing out the baby with the bath water? *Ecography*, 41(4), 695–712. DOI: 10.1111/ecog.03134
- Moffett, A., Garson, J., & Sarkar, S. 2005. MultCSync: A software package for incorporating multiple criteria in conservation planning. *Environmental Modelling and Software*, 20(10), 1315–1322. DOI: 10.1016/j.envsoft.2004.10.001
- Moilanen, A. 2005. Methods for reserve selection: Interior point search. *Biological Conservation*, 124(4), 485–492. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.02.012
- Moilanen, A., Leathwick, J., & Elith, J. 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology*, 53, 577–592. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01906.x
- Mota-Vargas, C., & Rojas-Soto, O. R. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 10–17. DOI: 10.1016/j.jnc.2011.07.002
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. *The Environmentalist*, 8(3), 187–208. DOI: 10.1007/BF02240252
- Myers, N. A., Mittermeier, R. A., Mittermeier, G. C., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. DOI: 10.1038/35002501
- Nel, J. L., Roux, D. J., Maree, G., Kleynhans, C. J., Moolman, J., Reyers, B., Rouget, M., & Cowling, R. M. 2007. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions*, 13(3), 341–352. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00308.x
- Peres, C. A., & Terborgh, J. W. 1995. Amazonian Nature Reserves: An Analysis of the Defensibility Status of Existing Conservation Units and Design Criteria for the Future. *Conservation Biology*, 9(1), 34–46.
- Peterson, A. T., & Soberón, J. 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza e Conservação*, 10, 102–107.
- Peterson, A. T., Sobéron, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. First First ed. Oxfordshire: Princeton University Press: p. 314.
- Possingham, H., Wilson, K. A., Andelman, S. J., & Vynne, C. H. 2006. Protected Areas: Goals, Limitations, and Design. In: M. J. Groom, G. K. Meffe, & C. C. R (Eds.), *Principles of Conservation Biology*. pp. 507–549. Macmillan Education.
- Pressey, R. L., Whish, G. L., Barrett, T. W., & Watts, M. E. 2002. Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation*, 106(1), 57–69. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00229-4
- Pressey, Robert L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., & Wilson, K. A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(11), 583–592. DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.001
- Pressey, Robert L., Watts, M. E., Barrett, T. W., & Ridges, M. J. 2009. The C-Plan Conservation Planning System: Origins, Applications, and Possible Futures. *Spatial Conservation Prioritization*, pp. 211–234.
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., Ward, D., Fluet-Chouinard, E., Lehner, B., & Linke, S. 2017. A global assessment of inland wetland conservation status. *BioScience*, 67(6), 523–533.
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., Bunn, S. E., & Linke, S. 2019a. Conservation planning for river-wetland mosaics: A flexible spatial approach to integrate floodplain and upstream catchment connectivity. *Biological Conservation*, 236, 356–365. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.05.042

- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., Bunn, S. E., Fluet-Chouinard, E., Venables, B., & Linke, S. 2019b. Characterizing seasonal dynamics of Amazonian wetlands for conservation and decision making. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3051>
- Rosset, V., Simaika, J. P., Arthaud, F., Bornette, G., Vallod, D., Samways, M. J., & Oertli, B. 2013. Comparative assessment of scoring methods to evaluate the conservation value of pond and small lake biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(1), 23–36. DOI: [10.1002/aqc.2287](https://doi.org/10.1002/aqc.2287)
- Shafer, C. L. 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic elements. *Landscape and Urban Planning*, 44(2–3), 123–153. DOI: [10.1016/S0169-2046\(98\)00115-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00115-7)
- SNUC. 2000. Decreto-lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Brasília, Brasil.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115–1123. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x)
- Soulé, M. E. 1987. *Viable Populations for Conservation*. Michael E. Soulé (Ed.), Cambridge University Press.
- Souza, E.C.F., Brant, A., Rangel, C.A., Barbosa, L.E., Carvalho, C.E.G., Jorge, R.S.P., Subirá, R. 2018. Avaliação do risco de extinção da fauna brasileira: Ponto de partida para conservação da biodiversidade. *Diversidade e Gestão* 2(2), 62–75.
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. DOI: [10.1899/08-171.1](https://doi.org/10.1899/08-171.1)
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B., & Paukert, C. P. 2011. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, 21(8), 3002–3013. DOI: [10.1890/11-0599.1](https://doi.org/10.1890/11-0599.1)
- Thieme, M., Lehner, B., Abell, R., Hamilton, S. K., Kellendorfer, J., Powell, G., & Riveros, J. C. 2007. Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from a remote Amazonian basin (Madre de Dios River, Peru and Bolivia). *Biological Conservation*, 135(4), 484–501. DOI: [10.1016/j.biocon.2006.10.054](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.054)
- Tuanmu, M.-N., & Jetz, W. 2015. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1329–1339. DOI: [10.1111/geb.12365](https://doi.org/10.1111/geb.12365)
- Venticinque, E., Forsberg, B., Barthem, R., Petry, P., Hess, L., Mercado, A., Cañas, C., Montoya, M., Durigan, C., & Goulding, M. 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. *Earth System Science Data*, 8, 651–661. DOI: [10.5063/F1BG2KX8.1](https://doi.org/10.5063/F1BG2KX8.1)
- Vieira, R. R. S., Pressey, R. L., & Loyola, R. 2019. The residual nature of protected areas in Brazil. *Biological Conservation*, 233(March 2018), 152–161. DOI: [10.1016/j.biocon.2019.02.010](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.010)
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, a, Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. a, Liermann, C. R., & Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561. DOI: [10.1038/nature09549](https://doi.org/10.1038/nature09549)
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2–8. DOI: [10.2307/1467397](https://doi.org/10.2307/1467397)
- Watson, J. E. M., Grantham, H. S., Wilson, K. A., & Possingham, H. P. 2011. Systematic conservation planning: past, present and future. *Conservation Biogeography*, (APRIL), 136–160. DOI: [10.1002/9781444390001.ch6](https://doi.org/10.1002/9781444390001.ch6)
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humphries, C., & Pressey, R. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology*, 10(1), 155–174. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1996.10010155.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010155.x)
- WWF. 2015. *Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade no Cerrado e Pantanal*. WWF (Ed.), Brasília: WWF - Brasil: p. 128.

Submitted: 08 August 2020

Accepted: 24 April 2021

*Associate Editors: Érica Pellegrini Caramaschi,
Rosana Mazzoni e
Rafael Pereira Leitão*