



PAISAGENS FLUVIAIS E PEIXES DE RIACHO: UMA INTRODUÇÃO AOS DADOS, UNIDADES ESPACIAIS DE ANÁLISE E CLASSIFICAÇÃO

Fernando Gertum Becker^{1} & Mateus Camana²*

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de Paisagens, Av. Bento Gonçalves, 9500, Setor 4, Prédio 43422, Sala 102, CEP 91501-970, CP 15007, Porto Alegre, RS, Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Av. Bento Gonçalves, 9500, Setor 4, Prédio 43422, Sala 102, CEP 91501-970, CP 15007, Porto Alegre, RS, Brasil.

E-mails: fgbecker@ufrgs.br (*autor correspondente); m_camana@hotmail.com.

Resumo: O conhecimento sobre paisagens fluviais e sua relação com peixes de riacho expandiu-se muito desde os anos 1990. Entre as diversas condições determinantes deste progresso, quatro podem ser destacadas: (a) a disponibilidade de tecnologias e dados geoespaciais; (b) a contextualização da área de estudo em relação a compartimentos geográficos de ampla escala geográfica (biomas, grandes bacias hidrográficas, ecoregiões); (c) a definição das unidades espaciais de análise (*e.g.* bacias, riachos, segmentos de riacho) e sua caracterização por atributos (*e.g.*, área, comprimento, declividade, intermitente/perene), e (d) o uso dessas informações para classificações das unidades espaciais de estudo. Neste trabalho, apresentamos um panorama introdutório de cada um desses aspectos, com ênfase em estudos no Brasil e, ao final, apresentamos sugestões para desenvolvimento futuro. Estas incluem: a consolidação de bases de dados regionais e nacionais que potencializem a análise de paisagens fluviais; o treinamento de estudantes e profissionais em sistemas de informação geográfica e bancos de dados espaciais; o desenvolvimento de sistemas de classificação em diferentes extensões e refinamentos espaciais e a pesquisa sobre atributos das paisagens fluviais, incluindo conectividade e dinâmica temporal.

Palavras-chave: bacias hidrográficas; fluvial; geomorfologia; habitat; ictiofauna; métricas.

RIVERSCAPES AND FISH: AN INTRODUCTION TO DATA, SPATIAL UNITS AND CLASSIFICATION: Research on riverscapes and stream fish ecology has undergone a wide progress since the 1990s. Several conditions have been pointed out as essential in this progress, including the following four: (a) availability of geo-technology and spatial data, (b) setting the regional context of study areas (biomes, large river basins, ecoregions); (c) defining hierarchical spatial units of analysis (watersheds, segments, reaches) and their attributes (*e.g.*, area, slope, order, perennial/intermittent), and (d) classification of spatial units according to their attributes. Here we present an introduction to these topics, using examples from studies in Brazilian streams, where research progress on riverscapes and stream fish has occurred only more recently. We identify a few challenges in the Brazilian context, including the standardization and consolidation of regional and national spatial databases that support riverscape analyses, training fish ecologists in Geographic Information Systems (GIS) and spatial data, expanding the use of classification systems in different spatial coverages and resolutions, research on structural, spatial and temporal attributes of spatial units in riverscape analyses.

Keywords: catchments; fluvial; geomorphology; fish fauna; habitat; landscapes; metrics.

INTRODUÇÃO

A ecologia de paisagens fluviais é um campo de estudo rico e em franca expansão teórica, metodológica e na aplicação em manejo e conservação (Fausch *et al.* 2002, Allan 2004, Eros 2017, Hughes *et al.* 2019, Brejão *et al.* 2021). Essa expansão ocorreu a partir de meados dos anos 1990 (Steel *et al.* 2010, Hughes *et al.* 2019), devido à progressiva acessibilidade de sistemas de informação geográfica (SIG) e à disponibilidade de dados espaciais e de sensoriamento remoto. Wang *et al.* (2006) discriminaram pontos que foram essenciais para o desenvolvimento da ecologia de paisagens aquáticas, e que são ainda válidos (Infante *et al.* 2019): identificar as unidades espaciais adequadas para medir e interpretar os sistemas aquáticos; compreender efeitos antrópicos nos sistemas aquáticos; medir e compreender os fatores que, em distintas extensões geográficas, influenciam interativamente os sistemas aquáticos (múltipla escala), e compilar e interpretar dados sobre paisagens aquáticas. No Brasil, após os primeiros trabalhos nessa perspectiva (Caramaschi 1986, Barrela & Petreire 1994), somente ao final dos anos 2000 houve crescimento expressivo na produção de trabalhos sobre paisagens fluviais e peixes. Porém, ainda há necessidade de expandir a escala espacial e temporal dos estudos (Dias *et al.* 2016) e também de uma apropriação maior dos métodos e teoria da ecologia de paisagens em geral, além da perspectiva de *riverscapes* (Fausch *et al.* 2002, Steel *et al.* 2010, Eros 2017, Brejão *et al.* 2021), abrangendo peixes e outros organismos aquáticos, qualidade de recursos hídricos e saúde dos ecossistemas lóticos (Mello *et al.* 2020).

Nosso objetivo neste trabalho é apresentar um panorama introdutório sobre quatro dos aspectos essenciais para o desenvolvimento da ecologia de paisagens aquáticas (Hughes *et al.* 2019, Infante *et al.* 2019): (a) disponibilidade de dados geoespaciais; (b) contextualização das paisagens de estudo em relação a compartimentos geográficos de ampla extensão espacial (como biomas, grandes bacias hidrográfica, ecorregiões, etc.); (c) definição das unidades espaciais de análise e sua caracterização por atributos que quantifiquem ou descrevam suas propriedades e permitam análise em múltipla escala, e (d)

uso dessas informações para classificações das unidades espaciais de estudo. Esses aspectos estão interligados com a concepção da questão de estudo, formando o arcabouço para definição do desenho amostral e que, ao final, sustentará a obtenção de resultados consistentes. Optamos por uma abordagem introdutória com a expectativa de estimular que mais estudos de peixes de riacho no Brasil se apropriem da perspectiva de paisagem em sua concepção e delineamento amostral. Procuramos usar exemplos de estudos na região Neotropical, sem a pretensão de sermos exaustivos. Ao final, apresentamos algumas perspectivas e desafios relativos aos quatro tópicos.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Dados geoespaciais para análise de paisagens fluviais

A análise de paisagem em sistemas aquáticos depende da disponibilidade de dados associados a uma localização geográfica (mapeáveis). Esses dados podem estar previamente disponíveis, geralmente em bases de dados livres (Apêndice; ver Frederico *et al.* 2021), ou podem ser produzidos especificamente para uma área de interesse (*e.g.* Dala-Corte *et al.* 2016, Brejão *et al.* 2018) por meio sensoriamento remoto e geoprocessamento (ver Brejão *et al.* 2021).

As bases de dados geoespaciais (Apêndice) variam em riqueza temática, extensão geográfica, metodologia de aquisição e refinamento espacial e de dados, características essas cuja compatibilidade com as questões em estudo deve ser cuidadosamente considerada no planejamento dos projetos. A extensão geográfica pode variar desde global (mas com refinamento espacial suficiente de aplicação regional, como dados climáticos ou altitude) a regional e local (Apêndice). A resolução espacial do mapeamento pode ser grosseira (escala 1:1.000.000), útil apenas para estudos de ampla extensão geográfica (continental) e para corpos d'água de grandes dimensões, mas de refinamento limitado para identificação de estruturas como planícies de inundação, por exemplo. Resoluções espaciais mais refinadas (*e.g.* 1:50.000) tem maior potencial para análise de paisagens fluviais, permitindo mensuração de atributos (como declividade,

sinuosidade) e a identificação de diferentes compartimentos da paisagem fluvial em uma escala mais próxima àquela percebida pelos organismos. Já o refinamento temático, refere-se, por exemplo, ao número de classes na legenda do mapeamento, sendo que alguns estudos utilizam poucas classes (agricultura, floresta, urbano e água), enquanto outros são mais refinados (até 19 classes, Souza *et al.* 2020). Para paisagens fluviais, um refinamento temático importante é a discriminação entre riachos intermitentes ou perenes, relevante em regiões semi-áridas (Rodrigues-Filho *et al.* 2020). O refinamento das classes de uso antrópico na bacia pode ser decisivo. Por exemplo, um estudo do efeito do uso da terra sobre peixes pode analisar simplesmente a “perda da vegetação nativa na bacia”, trabalhando com duas classes de dados, “vegetação nativa” e “outros tipos de cobertura”. Porém sabe-se que os limiares de resposta de peixes à substituição da vegetação nativa por agricultura podem ser mais elevados do que em relação à urbanização (Chen & Olden 2020), de modo que o fator urbanização devem ser discriminadas do fator agrícola, ou alternativamente, pode-se controlar a influência de diferentes usos humanos, considerando-os no desenho amostral, como em Dala-Corte *et al.* (2016), que definiram que bacias contendo áreas urbanas seriam excluídas *a priori* do universo de bacias potencialmente amostráveis. Além disso, o próprio modo de produção agrícola é muito heterogêneo, com efeitos distintos sobre os corpos d’água (Mello *et al.* 2020).

Contexto geográfico

Conhecer o contexto geográfico amplo pode ser determinante para o desenho do estudo e para o alcance das conclusões, ainda que o poder preditivo para comunidades locais seja pequeno (Hawkins *et al.* 2000). Embora tradicionalmente estudos sobre peixes se referenciem a grandes bacias hidrográficas e suas subdivisões, diferentes classificações geográficas em escala continental ou regional podem ser úteis. Por exemplo, pode-se usar as ecorregiões aquáticas (Abell *et al.* 2008) e ecorregiões terrestres (Olson *et al.* 2001) para estabelecer critérios de distribuição, inclusão e exclusão de sítios amostrais (Figura 1). Essas classificações geográficas amplas, embora possuam limitações (Melles *et al.* 2014), podem

ser utilizadas em conjunto para se alcançar uma caracterização regional adequada, para identificar unidades de paisagem de interesse e para reduzir a variabilidade nos dados (Martins *et al.* 2018, Agra *et al.* 2019). No Brasil, pode-se usar classificações ecorregionais de escala global (Olson *et al.* 2001; Abell *et al.* 2008), porém sua aplicabilidade é restrita devido à ausência de subdivisões ecorregionais mais finas. Alternativamente, delineamentos ecorregionais podem ser obtidos *ad-hoc*, especificamente para regiões de interesse, produzindo bons resultados (Agra *et al.* 2019). Por exemplo, Martins *et al.* (2018) delimitaram ecorregiões para sua área de estudo, com base em altitude, litologia e uso e cobertura da terra, e as utilizaram para seleção dos locais de amostragem, reduzindo a variabilidade ambiental e biológica entre sítios de referência.

A correta distribuição dos sítios amostrais em função de gradientes ambientais dentro ou entre bacias, ou em riachos de tipos diferentes, é uma premissa decisiva para a validade das conclusões de um estudo. Por exemplo, quando a resposta das comunidades de peixes será avaliada por composição taxonômica, é mais interessante que todos os sítios amostrais se situem na mesma ecorregião aquática, pois essas foram delimitadas em função de bacias que compartilham uma história biogeográfica e o mesmo conjunto de espécies (Figura 1d) (Borges *et al.* 2020). Adicionalmente, dentro desta ecorregião aquática, poderíamos restringir os sítios a uma única ecorregião *terrestre*, de forma que os sítios amostrais se situem em uma fisiografia relativamente homogênea (Figura 1e). Caso nesse estudo hipotético os sítios fossem distribuídos por mais de uma ecorregião aquática (Figura 1g) ou terrestre (Figura 1h), tanto o *pool* de espécies como a fisiografia seriam heterogêneos, implicando em limitações na análise e interpretação dos dados, ou em aumento do número de sítios amostrais por compartimento amostrado. Por outro lado, caso o objetivo seja avaliar respostas funcionais, uma distribuição de pontos por diferentes regiões ecorregiões terrestres pode ser usada (Figura 1h, pontos vermelhos) (Zeni *et al.* 2019), mesmo que abranja distintas ecorregiões aquáticas (Figura 1g). Portanto, as decisões sobre a distribuição dos sítios amostrais podem ser bastante distintas, dependendo do objetivo de

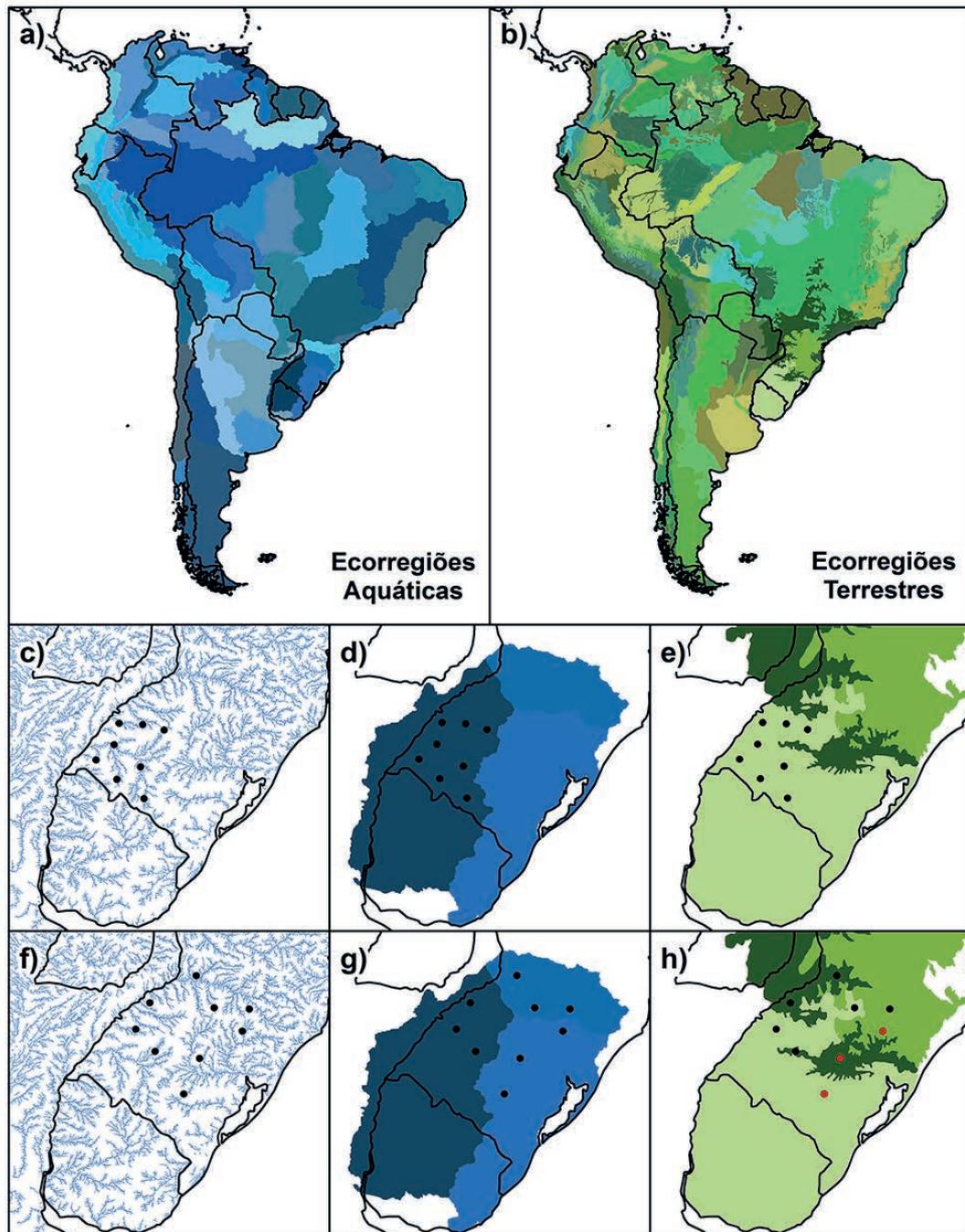


Figura 1. Dois casos hipotéticos de distribuição de riachos a serem amostrados. (a) Ecorregiões aquáticas (Abell *et al.* 2008), (b) ecorregiões terrestres (Olson *et al.* 2001). Em (c) e (f), vê-se duas possibilidades de distribuição espacial de nove riachos, sem qualquer estratificação. Em (d) e (e) todos os riachos situam-se dentro de uma única ecorregião aquática e também dentro de uma única ecorregião terrestre. Em (g), observa-se uma estratificação, com três riachos em cada ecorregião aquática; em (h) verifica-se que os riachos de cada estrato representado em (g) estão distribuídos em até três ecorregiões terrestres distintas (pontos vermelhos).

Figure 1. Two hypothetical sets of stream sets to be sampled. (a) Aquatic ecoregions (Abell *et al.* 2008), (b) terrestrial ecoregions (Olson *et al.* 2001). In (c) and (f), two possibilities of stream distribution are seen, with no stratification. In (d) and (e), all streams are located within a single aquatic ecoregion and also within a single terrestrial ecoregion. In (g), there is a spatial stratification, with three streams in each aquatic ecoregion; in (h) we see that streams within each ecoregion in (g) can be spread in two or three (see red dots) terrestrial ecoregions.

investigação. A análise do contexto geográfico amplo deve ser realizada em uma etapa inicial da concepção do estudo, minimizando a chance de realizarmos uma seleção de sítios amostrais insuficiente ou enviesada. Dispende um esforço inicial nessa análise e utilizá-la no planejamento da amostragem traz também o benefício de maximizar a obtenção de informação útil e minimizar desperdício de esforço no campo, tempo e recursos com obtenção de dados que não serão utilizados (Gordon *et al.* 2004).

Unidades espaciais de análise

A definição de unidades espaciais de análise é uma etapa fundamental para análises de riachos em perspectiva de paisagem (Infante *et al.* 2019) e idealmente deve ser feita em função dos objetivos do estudo. As unidades espaciais convencionalmente mais utilizadas são a bacia de drenagem, os segmentos de riacho e os trechos de segmento (Bain & Stevenson 1999), correspondendo a distintos níveis hierárquicos da escala espacial das paisagens fluviais. Essas unidades representam uma visão intuitiva e operacional das paisagens fluviais, sendo facilmente obtidas em SIG, porém são também uma representação simplista, dada a complexidade e diversidade na natureza. As unidades espaciais podem ser definidas de outros modos, por exemplo, como um conjunto composto pelo segmento de rio e sua drenagem local, incluindo mais do que a faixa ripária (Wang *et al.* 2011). Nesse caso, pode-se avaliar separadamente o efeito das condições da drenagem local e da drenagem de montante. Outra ressalva é que as unidades convencionais podem não representar a perspectiva dos organismos e processos ecológicos de interesse. Por exemplo as unidades espaciais relevantes para um grande bagre migrador certamente são distintas daquelas de um loricarídeo sedentário.

As unidades espaciais são especialmente úteis quando estruturadas de forma aninhada, permitindo análises em mais de uma escala (Lizhu Wang *et al.* 2011, Venticinque *et al.* 2016). Existem diversos sistemas de classificação hierárquica *top-down* (e.g. Frissel *et al.* 1986, Omernik, 1987) e que podem potencialmente servir para definição *a priori* das unidades de análise (Melles *et al.* 2014). As classificações como a de Frissel

et al. (1986) podem ser alternativas melhores de aproximação da realidade, pois são orientadas por princípios de estrutura e funcionamento de bacias hidrográficas, geomorfologia fluvial e hidrologia. Potencialmente, tais classificações favorecem a definição e escolha de unidades espaciais de análise nas quais operam os processos físicos de interesse e que condicionam as respostas dos peixes (ou seja, têm mais potencial como unidades sob perspectiva dos organismos). Por exemplo, a vazão de um riacho responde fundamentalmente ao domínio da bacia de drenagem (Gordon *et al.* 2004), que é, portanto, uma unidade espacial relevante caso estejamos interessados em repostas das comunidades de peixes a padrões hidrológicos. Entretanto, o mapeamento em SIG das unidades espaciais assim definidas e sua validação não é trivial e seu uso é praticamente inexistente na literatura sobre peixes de riacho no Brasil.

A delimitação de bacias de drenagem é, em geral, feita em SIG, sobre modelos de terreno (altitude), por meio de divisores topográficos que definem a área de drenagem até um ponto específico, seja o sítio de amostragem ou a confluência com outros riachos ou corpos d'água. No Brasil, a Agência Nacional de Águas utiliza delimitações hidrográficas conhecidas como *ottobacias*, definidas em várias escalas espaciais aninhadas. Este sistema possui particularidades, como a delimitação das interbacias que podem agregar um ou mais riachos com exutórios distintos, ou mesmo áreas de drenagem sem curso d'água definido ou permanente. Devido a essas características, *ottobacias* nem sempre são adequadas para integrar influências humanas e fisiográficas a montante de trechos de estudo (por exemplo se os sítios de amostragem estiverem situados em interbacias). As *ottobacias* são similares ao sistema de unidades hidrológicas empregado nos EUA (Macedo *et al.* 2018), cujas características foram discutidas em detalhe por Omernik *et al.* (2017).

Segmentos de riacho são comumente a unidade espacial de interesse (Martin *et al.* 2019) e são delimitados pelas confluências dos tributários imediatamente a montante e a jusante (na Figura 2), ilustrado pelos segmentos em vermelho). Entretanto outros critérios podem ser utilizados, como inflexões no perfil

longitudinal (Figura 2c e d, Tabela 1), que indicam mudanças de declividade (Wieferich *et al.* 2015) e até mesmo a presença de cruzamentos viários (*roadcrossings*), barragens, pontos de lançamento de efluente ou retirada de água. Na literatura, seja em português ou inglês, não há padronização para o uso de termos como segmento (*segment*) e trecho (*reach, stretch*) de riacho (Hughes *et al.* 2019), embora alguns autores (*e.g.* Fitzpatrick *et al.* 1998) proponham que trechos sejam unidades que compõem segmentos, sendo definidos por descontinuidades hidrológicas e pela geomorfologia fluvial dentro dos segmentos, ou simplesmente demarcados por sorteio aleatório.

Atributos das unidades espaciais de análise

Uma vez definidas as unidades espaciais de análise, podemos obter dados sobre atributos dessas unidades, particularmente aqueles que estejam envolvidos efetiva ou hipoteticamente nos padrões ou processos em que estamos interessados, como a ocorrência de espécies, abundância, estrutura de comunidades ou integridade ecológica.

Existem inúmeros atributos para caracterizar bacias hidrográficas e segmentos (Tabela 2) (ver Bain & Stevenson 1999, Gordon *et al.* 2004, Tucci 2004). Entretanto, muitos deles são intercorrelacionados, não estão (ou não foram ainda) associados a mecanismos de causa e efeito sobre

peixes de riacho, o que significa que análises sem hipóteses prévias podem produzir relações espúrias (Steel *et al.* 2010). Logo, a escolha dos atributos deve ser primariamente fundamentada em hipóteses de interesse sobre relações com habitat, peixes ou integridade ecológica ou com base em conhecimento empírico acumulado na literatura (*e.g.* Dala-Corte *et al.* 2016, Leitão *et al.* 2018).

Um dos atributos mais importantes é a área da bacia de drenagem, pois influencia processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos das paisagens fluviais, apresentando correlação com descarga e volume de habitat, influenciando as espécies presentes em um dado trecho de estudo. As bacias variam muito em tamanho, por isso a área é utilizada também para padronização de dados de cobertura e uso da terra (*e.g.* % floresta na bacia), da rede hidrográfica (densidade de drenagem) ou viária (densidade de estradas) (Tabela 2). Apesar disso, muitas publicações deixam de informar a área das bacias estudadas e ou sobre a área de drenagem dos sítios de estudo. Em um levantamento expedito em 200 artigos sobre peixes de riacho no Brasil, publicados entre 2000 e 2020, verificamos que mais de 50 % não continha qualquer informação sobre área, seja de bacia ou da região de estudo (Camana & Becker, dados não publicados).

A declividade é um atributo muito importante,

Tabela 1. Atributos do rio principal e dos riachos representados na Figura 2. Bacia do rio Maquiné, RS.

Table 1. Characteristics of the streams and main river shown in Figure 2. Maquiné river basin, RS.

Descritor	Rio principal	Riacho A	Riacho B	Riacho C
Extensão (km)	50	12	12	12
Área de drenagem (km ²)	578	21	25	24
Altitude máxima (m)	920	915	871	852
Altitude mínima (m)	1	380	134	4
Strahler do segmento final	5	4	3	2
D-link (Shreve) (segmento final)	200	24	14	10
D-link segmento final	200	12	15	186
Declividade do riacho	0.02	0.04	0.06	0.07
Largura máxima (m)	90	17	10	9
Largura mínima (m)	7	1	1	1
Largura média (m)	33	9	6	6
Cobertura predominante	Floresta e agricultura	Campo e Floresta	Floresta	Floresta, Agricultura, Urbano

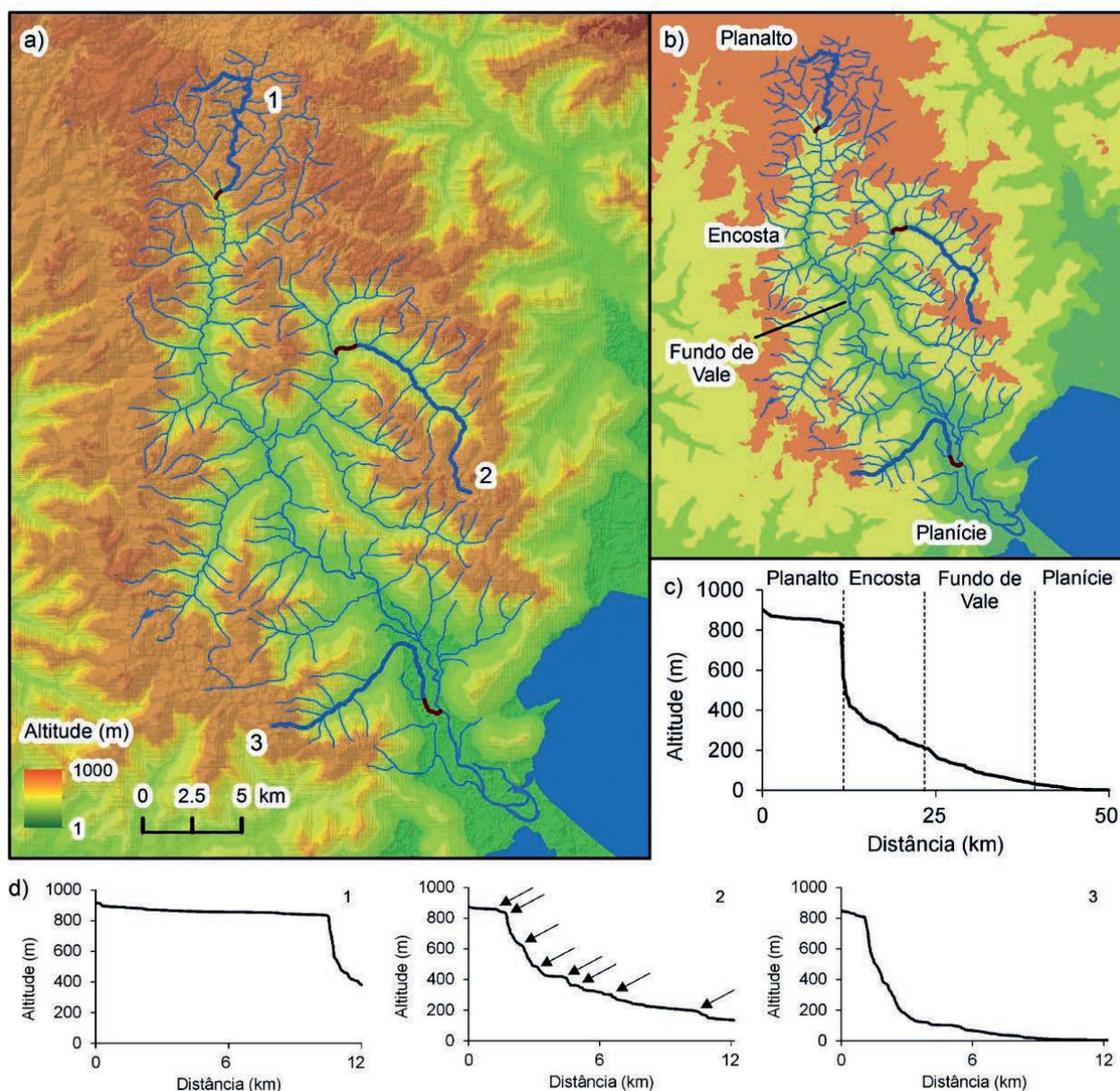


Figura 2. (a) Bacia do rio Maquiné (RS, Brasil), evidenciando três riachos (1, 2, 3) sobre o mapa de altitude; (b) o mesmo mapa, reclassificado em quatro compartimentos de relevo. Os gráficos mostram o perfil longitudinal do principal rio da bacia (c) e de outros três riachos (d). Em (d), riacho 2, as setas indicam inflexões que marcam mudanças marcantes de declividade (para fins de clareza, nem todas estão apontadas) e que podem ser usadas para delimitação de segmentos do riacho a serem posteriormente considerados na alocação de sítios amostrais. Em vermelho, observa-se o último segmento de três riachos antes de uma confluência. Atributos do rio principal e dos três riachos são descritos na Tabela 1.

Figure 2. (a) Maquiné river basin (RS, Brazil), highlighting three streams (1, 2, 3) on the elevation map; (b) same as (a), with elevations reclassified in four relief compartments. The line graphs represent longitudinal profiles of the main river (c) and of streams 1, 2 and 3 (d). In (d), stream 2, the arrows point to profile inflexions that are indicative of relevant changes in stream slope (for clarity, not all inflexions are marked) and can be used to limit stream segments for later sampling site allocation. In red, the most downstream segment before a major confluence is shown for streams 1, 2 and 3. Attributes describing the main river and streams 1, 2 and 3 are presented in Table 1.

Tabela 2. Atributos de bacias de drenagem que podem ser úteis na análise de paisagem de sistemas aquáticos. h = altitude (m); L_b = comprimento da bacia; L_i e L_p = comprimento de um riacho i e do riacho principal da bacia, respectivamente (km); P = perímetro da bacia (km). As notações e nomes podem variar entre diferentes autores.

Table 2. Drainage basin characteristics that can be useful in the analysis of riverscapes. h = elevation (m); L_b = basin length; L_i and L_p = length of stream i and of the main river, respectively (km); P = basin perimeter (km). Notation and names may vary in the literature.

Atributos	Descrição
Área da bacia (A , km ²)	Área da bacia de drenagem delimitada por divisores topográficos.
Comprimento da bacia (km)	Distância em linha reta entre o exutório e o divisor de águas mais próximo da nascente do rio principal.
Forma – índice de forma (R_f , adimensional)	$R_f = A/L_b^2$; grau de alongamento da bacia; útil para comparar bacias. Bacias mais alongadas tendem a ter cheias mais prolongadas, mas com picos menores (Gordon <i>et al.</i> 2004).
Forma – índice de alongamento (R_e , adimensional)	$R_e = D_c/L$; D_c = diâmetro de um círculo com a mesma área da bacia. $D_c = \dots$ É o mais bem correlacionado com hidrologia.
Forma – coeficiente de compacidade (K_c , adimensional)	$K_c = 0,28(P\sqrt{A})$; varia de 1 (circular) a infinito (alongado) Bacias de forma mais circular tendem a gerar picos de enchente mais rápidos e elevados que bacias alongadas.
Relevo da bacia (<i>Basin relief</i> ; m)	É diferença entre altitude máxima e mínima da bacia. Controla a declividade dos riachos e, portanto, influencia regimes de cheia e a quantidade de sedimento transportada.
Densidade de drenagem (km/km ²)	$D_d = (\sum L_i)/A$; indica a quantidade de riachos para uma dada área. Pode ser usada para avaliar a semelhanças de escoamento entre bacias hidrográficas de tamanhos diferentes. Pode ser interpretado como a densidade de habitats lóticos (km/km ²). Efeitos de uso da terra sobre riachos pequenos, que impliquem na diminuição ou perturbação desses riachos talvez possam ser avaliados com essa medida.
Densidade de confluências (número/km ²)	$D_c = N_c/A$
Superfície de armazenamento	% da bacia coberta por ambientes lênticos e áreas úmidas (naturais ou antrópicos)
Comprimento total de riachos (km)	Pode ser uma estimativa da quantidade de habitat lótico na bacia (Fitzpatrick <i>et al.</i> 1998)
Declividade da bacia (<i>Basin relief ratio</i> ; R_r ; adimensional)	$R_r = (h_{\max} - h_{\min})/L_b$ A quantidade de sedimento tende a aumentar exponencialmente com R_r .
Declividade média do canal (S_c ; adimensional)	$S_c = (h_{\text{nascente}} - h_{\text{exutório}})/L$; controla a velocidade da água. Expressa também como % ou transformada em graus. importante para a distribuição e abundância de peixes e outros organismos.
Razão de bifurcação (R_b)	$R_b = (\text{número de segmentos de ordem } i) / (\text{número de segmentos de ordem } i+1)$ Geralmente variam de 2 a 5 e tendem a ser maiores em bacias mais alongadas.

podendo ser medida em diferentes escalas e unidades espaciais de análise (Tabela 2) e por diferentes métodos (Camana *et al.* 2016). Mais importante que isso, a relação entre a declividade e comunidade de peixes pode ser dependente da escala (Macedo *et al.* 2014, Junqueira *et al.* 2016, Barbosa *et al.* 2019). Camana *et al.* (2016), após testarem a relação entre a riqueza de espécies de peixe e a declividade medida em cinco escalas espaciais, encontraram relação somente com a declividade média do riacho (medida em toda a sua extensão).

O atributo D-Link (*downstream link*, Osborne & Wiley 1992) de um dado trecho da rede hidrográfica representa a ordem do riacho situado após a confluência imediatamente a jusante do trecho focal, sendo a ordem medida pelo método de Shreve (Gordon *et al.* 2004). D-Link é indicador da posição espacial de um segmento de riacho na rede de drenagem, possuindo relação com características das comunidades de peixes (Thornbrugh & Gido 2010, Dala-Corte *et al.* 2017, Borges *et al.* 2020). D-Link pode ser empregado para estratificar amostragem ou como variável na análise dados, pois permite distinguir riachos com áreas de drenagem ou largura similares (Tabela 1), mas situados em posição muito distinta na rede de drenagem (riachos 1 e 2 *vs.* riacho 3, Figura 2).

A maior parte dos estudos enfatiza o efeito do hábitat sobre as comunidades de peixes, mas a dispersão é também um importante processo na ecologia de peixes de riacho (Benone *et al.* 2018, Mozzaquattro *et al.* 2020). As unidades espaciais podem então ser definidas como manchas de habitat na rede dendrítica formada pelos riachos, e caracterizadas por atributos que expressem isolamento e conectividade ou que funcionem como substitutos para uma medida direta de dispersão (Heino *et al.* 2017). Em grandes extensões geográficas (*e.g.* 820.000 km²) fatores associados à dispersão podem ser mais importantes que hábitat para explicar a diversidade de peixes (Borges *et al.* 2020). Entretanto, a incorporação de atributos que meçam efeitos do espaço pode ser importante mesmo em áreas pequenas (~ 250 km²; Mozzaquattro *et al.* 2020). Esses autores testaram a distância terrestre, distância pela rede de riachos, distância de custo, dispersão assimétrica (direção do fluxo) entre 31 unidades espaciais de análise (trechos de riacho) e verificaram que a explicação

sobre composição de espécies foi melhor quando a distância foi ponderada pela sinuosidade do riacho e pela altura de barreiras (distância de custo).

Atributos que expressam atividade humana são comumente utilizados para caracterizar as unidades espaciais de análise. Por exemplo, a proporção de distintas classes de cobertura e uso da terra pode ser utilizada tanto em nível de bacia como de faixa ripária (Dala-Corte *et al.* 2016, Leal *et al.* 2016, Leitão *et al.* 2018, Montag *et al.* 2019, Zeni *et al.* 2019). Diversos estudos têm empregado dados para a faixa ripária local (do segmento), mas também a montante deste (1 km, Dala-Corte *et al.* 2016; toda a rede ripária, Leitão *et al.* 2018). Além disso, a agricultura pode ser considerada em seu contexto espaço-temporal, incluindo sua distribuição em relação a distintas geologias ou topografias (Steel *et al.* 2010) ou mesmo em relação a distância e disposição em relação aos riachos (Mello *et al.* 2020).

A densidade de estradas na bacia, a densidade cruzamentos com riachos na rede hidrográfica (*road crossings*) (Makrakis *et al.* 2012) ou a densidade de barragens também são atributos antrópicos importantes para descrever unidades espaciais de análise (Mello *et al.* 2020). Além disso, o refinamento da informação sobre ação humana é possível em várias situações (Yates *et al.* 2019) dependendo dos mapeamentos disponíveis. Dados de levantamentos demográficos ou agropecuários podem ser usados (Macedo *et al.* 2014, 2018, Dala-Corte *et al.* 2016, Yates *et al.* 2019), incluindo a possibilidade de analisarmos variações históricas, já que censos demográficos são realizados a cada 10 anos no Brasil. Além disso, incluem dados sobre diversas atividades agrícolas mais refinadas, como tipo de manejo, uso de fertilizantes, tipo de cultura, entre outras características (Apêndice).

Uma perspectiva menos convencional e ainda inédita em estudos no Brasil é a de lidar com as unidades espaciais de análise a partir do modelo de mancha-matriz (*patch-matrix landscape models*) da ecologia de paisagens, e com isso estabelecer uma relação mais direta com o arcabouço teórico de metacomunidades e metapopulações (Eros & Campbell Grant 2015). Nesse caso, às unidades espaciais (sejam bacias, segmentos ou outra qualquer) podem ser atribuídas *métricas de mancha*, como tamanho, isolamento (distância de outras manchas similares ou de riachos maiores

à jusante), conectividade (distância levando em conta a dispersão de organismos específicos), qualidade (e.g. baseada na integridade da vegetação ripária ou no grau de alteração antrópica da bacia).

Atributos da dimensão temporal

Paisagens fluviais são sistemas dinâmicos, modificando-se ao longo do tempo, desde dias até milhares de anos (Frissell *et al.* 1986, Gordon *et al.* 2004). Logo, é evidente que as unidades espaciais de análise não são estáticas e possuem histórias de mudança que podem ser tão ou mais importantes que as características observadas no tempo presente (Harding *et al.* 1998). Características do regime hidrológico, como frequência, duração e magnitudes de cheias e secas são importantes influenciadores da biota dos riachos (Stanley *et al.* 2010). No Brasil, a falta de dados históricos de vazão ou de distúrbios hidrológicos limita enormemente estudos sobre a influência da hidrologia em peixes de riacho, restando a possibilidade de investigações indireta por meio de indicadores estruturais relacionados à hidrologia das bacias, como o índice de forma (Gordon *et al.* 2004) (Tabela 2). Esses indicadores poderiam ser utilizados tanto no processo de seleção ou estratificação amostral, quanto para testar relações com comunidades de peixes quando as unidades espaciais são bacias de drenagem.

O histórico de mudanças no uso e cobertura da terra pode ser representado por diferentes atributos (Ferraz *et al.* 2009), já que bacias com nível similar de cobertura da vegetação no presente, podem ter trajetórias de mudança bastante distintas (Figura 3) (Brejão *et al.* 2018, Santos *et al.* 2020, Camana *et al.* 2020). Na situação ilustrada na Figura 3, seria interessante estratificar a amostragem de comunidades de peixes de forma representar bacias com os três diferentes históricos de uso da terra. Em sendo homogêneos todos os outros fatores (geologia, clima, área, declividade), para qual dos três padrões se espera maior perda de espécies de peixes? As espécies ou grupos funcionais persistentes serão os mesmos? Quais os primeiros a desaparecer?

Classificação das unidades espaciais

As classificações de bacias ou riachos são uma etapa inicial importante do desenho amostral em estudos sobre paisagens fluviais. Por exemplo, unidades regionais em ampla escala geográfica (como ecorregiões) são úteis para uma estratificação ambiental inicial da região de estudo, mas podem não ser suficientes para prever variabilidade em escala local, de modo que precisamos de classificações mais finas das unidades espaciais de análise (Infante *et al.* 2019). Essa classificação das unidades espaciais pode realizada em função de diversos atributos (e.g. área da bacia, ordem de drenagem, declividade, altitude).

A classificação permite minimizar a variabilidade dentro de grupos de unidades de uma certa classe e maximizar a variação entre classes distintas (Infante *et al.* 2019). Assim podemos identificar fatores naturais (como geologia, declividade, altitude) que afetam os habitat e organismos, e assim interpretar melhor os efeitos de gradientes antrópicos (como % de agricultura na bacia). A definição das unidades espaciais de análise e sua estratificação nos permite planejar melhor a estratégia de aleatorização e replicação de amostragem. Isso por sua vez, nos permite lidar com problemas usuais na amostragem em riachos (Maas-Hebner *et al.* 2015), como pseudo-replicação (falta de independência entre as amostras; e.g. dois pontos amostrais dentro da mesma unidade espacial de análise), autocorrelação espacial (falta de independência pela presença de correlação entre similaridade biológica das amostras e distância entre os sítios amostrais; e.g. Pinto *et al.* 2009), correlação entre variáveis medidas em diferentes escalas espaciais (Macedo *et al.* 2014) e fatores de confusão (e.g. Terra *et al.* 2013).

A ordenação hierárquica de segmentos de riacho (e.g. ordem de drenagem *sensu* Strahler) (Bain & Stevenson 1999, Gordon *et al.* 2004) é amplamente empregada para classificação de riachos e como critério de estratificação amostral (Zeni *et al.* 2017, Silva *et al.* 2018, Costa *et al.* 2020). Entretanto as classificações podem empregar mais de um fator, sendo essa escolha, por vezes, dependente do contexto geográfico do estudo. Por exemplo, em regiões com razoável variação altitudinal, o perfil longitudinal pode ser empregado na classificação dos riachos. O perfil

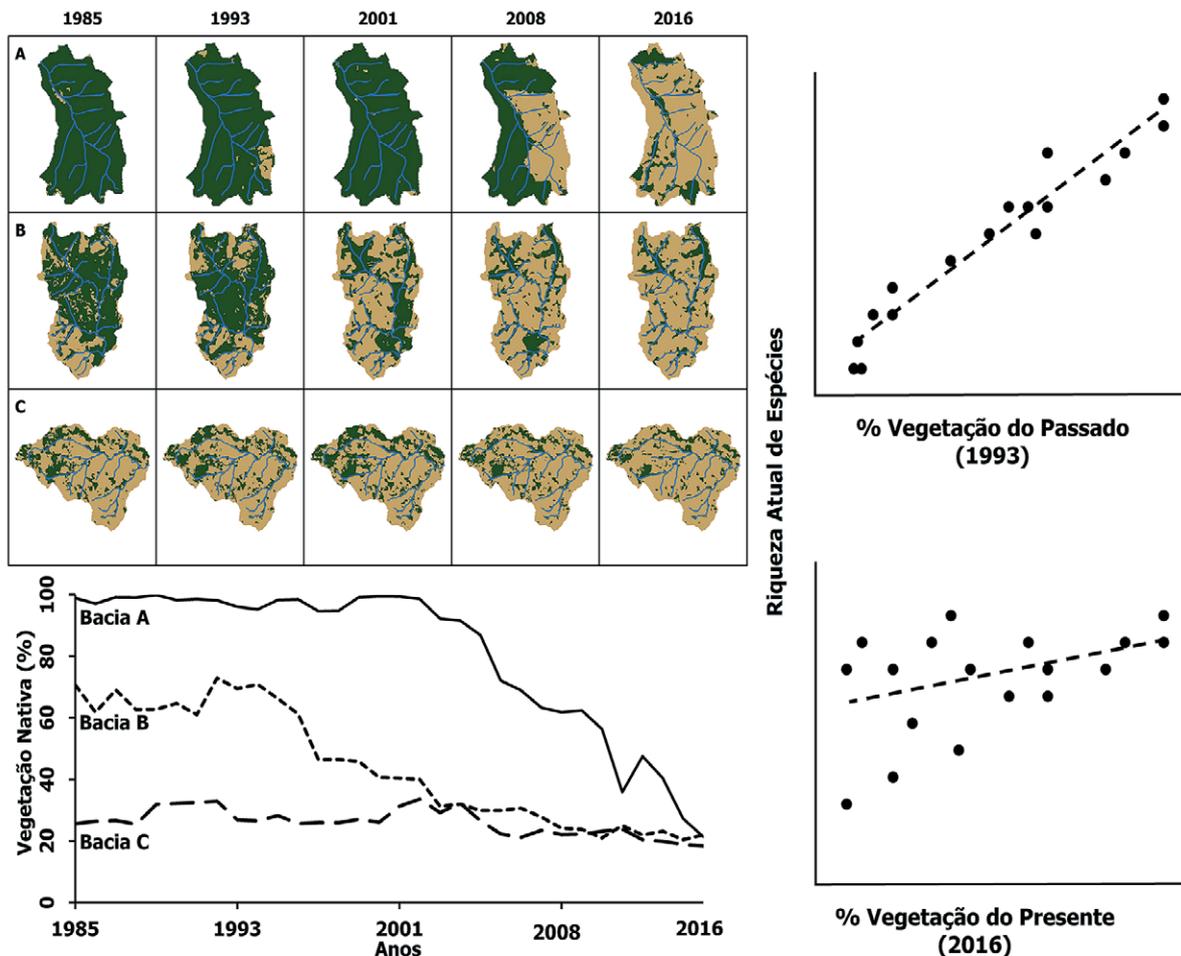


Figura 3. Três bacias hidrográficas (A, B e C) com a mesma proporção (~25%) de vegetação remanescente em 2016, mas com distintas trajetórias de mudança nos 30 anos anteriores. Os mapas (acima, à esquerda) representam mudanças na vegetação natural (cor verde) e outras coberturas da terra (cor bege) entre 1985 e 2016. O gráfico (abaixo, à esquerda) mostra as trajetórias de mudança anual na cobertura da vegetação nativa de cada bacia. Ao lado, relações hipotéticas entre riqueza de espécies e a vegetação pretérita (acima) e atual (abaixo). (Adaptado de Camana *et al.*, 2020 e Kuussaari *et al.* 2009).

Figure 3. Three different catchments (A, B, C) with the same proportional cover (~25%) of natural vegetation in 2016, but with distinct change trajectories in the previous 30 years. Maps (above, left) represent the changes in vegetation (green) and other land cover classes (beige) between 1985 and 2016. The line graph (below, left) represents the trajectories of annual change in vegetation cover in each catchment (A, B, C). The scatter plots (right) represent hypothetical relations between species richness and past (upper plot) and present (lower plot). (Modified from Camana *et al.* 2020 and Kuussaari *et al.* 2009).

longitudinal descreve a mudança de altitude ao longo de uma dada distância, seguindo o curso do canal, desde a nascente até um dado ponto do riacho (sua confluência com um curso d'água maior, ou a foz em uma lagoa) (Figura 2). Diversas propriedades estruturais e funcionais relevantes para as comunidades de peixes variam ao longo do perfil longitudinal dos riachos, como a dominância de processos erosivos ou deposicionais na calha e o tamanho das partículas de substrato (diminui no sentido jusante), ou ocorrência de corredeiras e remansos (Gordon *et al.* 2004). A classificação

das unidades espaciais pode ser realizada tanto a partir de grandes compartimentos do perfil, como a partir de valores de declividade dos segmentos ao longo do perfil (Figura 2b, c, d).

Classificações multifatoriais podem reproduzir tipologias de unidades espaciais e podem ser obtidas por sobreposição do mapa de unidades espaciais (bacias, segmentos), de geologia, solos, vegetação ou quaisquer características que sejam convenientes, de forma que cada unidade espacial possa ser caracterizada por esses fatores (Martins *et al.* 2018, Agra *et al.*

2019). Mesmo dentro de uma região relativamente pequena pode haver variação ambiental significativa dentro de um riacho, onde podem ser encontrada os trechos de baixa declividade, mas situados em compartimentos fisiográficos muito distintos, como na Figura 2: na região de estudo, os riachos de planalto possuem leito de afloramento rochoso e estão sujeitos a variações mais extremas de temperatura, ao passo que nos fundos de vale o leito é de seixos soltos e as variações de temperatura são menos amplas (Figura 2a). Além disso, observa-se riachos com perfis longitudinais contrastantes, sendo alguns riachos situados predominantemente dentro de um compartimento fisiográfico, enquanto outros percorrem mais de um compartimento (Figura 2, compare o riacho 1 com o riacho 3). Essas situações podem implicar em diferenças importantes nas comunidades aquáticas, devendo ser consideradas no delineamento amostral (seleção de trechos onde estarão os sítios amostrais). Se o objetivo é um inventário de espécies da bacia, é importante que os sítios amostrais estejam distribuídos proporcionalmente por todos os compartimentos fisiográficos. Porém se o objetivo é testar hipóteses sobre efeito de uso da terra ou associação entre peixes e hábitat local, pode ser melhor escolher um dado compartimento, abrindo-se mão de representatividade de todos os ambientes da bacia em favor de replicação em vários níveis do gradiente de uso da terra. Classificações da paisagem fluvial podem ajudar na formulação de hipóteses e desenhos amostrais estratificados, ou antecipar condições a ser avaliadas em reconhecimento de campo, porém são ainda pouco empregadas em estudos no Brasil (Agra *et al.* 2019).

CONCLUSÃO

Em linhas gerais, as quatro condições que possibilitaram a evolução do conhecimento sobre ecologia de peixes em paisagens fluviais no cenário internacional, ainda possuem lacunas e desafios no Brasil. Um desafio inicial é a formação de bases de dados geoespaciais seguindo protocolos mínimos para coletar, armazenar e compartilhar dados através de SIG (Steel *et al.* 2010). No Brasil, a produção e disponibilidade de dados espaciais para análise de sistemas aquáticos

vem crescendo (*e.g.* ANA; INMET), embora ainda exista um longo caminho a percorrer para chegar à condição de outros países (Wang *et al.* 2011, Stein *et al.* 2014, Infante *et al.* 2019, Mello *et al.* 2020). Praticamente todos os estudos brasileiros sobre peixes tiveram que compilar e desenvolver, pelo menos parcialmente, suas próprias bases de dados espaciais. Por exemplo, Brejão *et al.* (2018) realizaram a interpretação das imagens de satélite para obter os dados de uso da terra ao longo do tempo, enquanto Dala-Corte *et al.* (2016) modelaram as bacias hidrográficas de estudo em SIG a partir das curvas de nível de cartas topográficas do Exército brasileiro. A maior parte dessas bases acaba não sendo descrita nos artigos ou publicada formalmente, limitando assim as comparações entre estudos ou mesmo a replicação da metodologia por outros autores, ou o próprio uso futuro dessas bases (mas veja Venticinque *et al.* 2016). Além disso, a construção de dados espaciais envolve um esforço operacional considerável, custo de tempo para compilar e compatibilizar dados, e processamento para atribuir dados às unidades de análise, atividades essas que requerem treinamento em SIG e cartografia, por vezes desviando o esforço de pesquisa do tema de interesse, como a ecologia de paisagens fluviais.

No Brasil ainda não dispomos de delineamentos ecorregionais terrestres ou aquáticos refinados, que possam ser aplicados a regiões de dimensões sub-regionais. O projeto de refinamento de ecorregiões aquáticas iniciado pela Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente e que chegou a ter edital de financiamento (Edital CT-Hidro/MCT/CNPq nº 37/2005) não prosseguiu, tendo gerado poucos resultados (Becker *et al.* 2009).

A incorporação de informações temporais às bases de dados espaciais e sua análise é ainda incipiente. Porém, a disponibilidade de dados sobre o histórico de uso da terra nas bacias, pelo menos desde 1985, já é uma realidade (Souza *et al.* 2020) abrindo oportunidades de pesquisa, especialmente se também conseguirmos produzir séries de dados de longo prazo sobre peixes. Também, uma melhor apropriação da perspectiva de ecologia de paisagem é um desafio importante (Brejão *et al.* 2021) para o desenvolvimento de métricas de *riverscapes* para descrever conectividade, posição espacial nas

redes dendríticas, fragmentação e quantidade de hábitat (Fahrig 2013, Heino *et al.* 2017).

Há necessidade de uso de sistemas de classificação hierárquica de habitat aquáticos (como Frissel *et al.* 1986, ente outros possíveis, ver Meller *et al.* 2014). Os sistemas existentes, geralmente desenvolvidos na América do Norte, foram raramente empregados em ambientes Neotropicais. Ainda que baseados em princípios geomorfológicos e hidrológicos que se aplicam a qualquer região, não sabemos se possuem a universalidade necessária diante da diversidade dos sistemas lóticos neotropicais (ver Venticinque *et al.* 2016).

Em termos de formação e treinamento, talvez um desafio seja a maior apropriação por ecólogos de princípios da geomorfologia fluvial e hidrologia (e a interação com profissionais dessas áreas) para a evolução em temas como classificações de bacia e de riachos. Um segundo desafio é a ampliação do treinamento em SIG e análise de paisagens. Não é essencial que todos sejam usuários avançados, mas a investigação de paisagens fluviais e uso de dados espaciais requerem um mínimo de familiaridade com cartografia, mapeamento e técnicas de SIG. Maior número de ecólogos de riacho treinados implicará em maior massa crítica e potencializará o progresso na área. Uma razão adicional para isso é que, apesar de bases de dados espaciais padronizadas serem importantes, em inúmeras situações a escala dos estudos demanda seus próprios dados e ajustes, que devem ser feitos caso a caso.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a G. Brejão, C. Leal e P. Gerhard por sugestões que contribuíram para a melhoria do manuscrito e especialmente aos editores desse volume especial, E. Caramaschi, R. Mazzoni e R. Leitão.

REFERÊNCIAS

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S. C., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj Pérez, M. H., & Petry, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58(5), 403–414. DOI: 10.1641/B580507
- Agra, J. U. M., Ligeiro, R., Macedo, D. R., Hughes, R. M., & Callisto, M. 2019. Ecoregions and stream types help us understand ecological variability in Neotropical reference streams. *Marine and Freshwater Research*, 70(4), 594–602. DOI: 10.1071/MF18309
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257–284. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Bain, M. B., & Stevenson, N. J. 1999. Aquatic Habitat Assessment: common methods. *American Fisheries Society*, 57, 207–208. DOI: 10.1016/s0165-7836(02)00032-2
- Barbosa, H. de O., Borges, P. P., Dala-Corte, R. B., Martins, P. T. de A., & Teresa, F. B. 2019. Relative importance of local and landscape variables on fish assemblages in streams of Brazilian savanna. *Fisheries Management and Ecology*, 26(2), 119–130. DOI: 10.1111/fme.12331
- Becker, F. G., Hartz, S. M., Cordeiro, J. L. P., & Silvano, R. A. M. 2009. Ictiofauna como indicador de subunidades ecorregionais. In: Castilhos, Z. C. & Buckup, P. A. (Eds.), *A Ecorregião aquática Xingu-Tapajós*. pp. 193–217. Rio de Janeiro: CETEM/MCT.
- Benone, N. L., Ligeiro, R., Juen, L., & Montag, L. F. A. 2018. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. *Marine and Freshwater Research*, 69(2), 243–252. DOI: 10.1071/MF17103
- Borges, P. P., Dias, M. S., Carvalho, F. R., Casatti, L., Pompeu, P. S., Cetra, M., Tejerina-Garro, F. L., Suárez, Y. R., Nabout, J. C., & Teresa, F. B. 2020. Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. *PLoS ONE*, 15(5). DOI: 10.1371/journal.pone.0233733
- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. B., & Casatti, L. 2018. Threshold

- responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860–871. DOI: 10.1111/cobi.13061
- 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
- Camana, M., Dala-Corte, R. B., & Becker, F. G. 2016. Relation between species richness and stream slope in riffle fish assemblages is dependent on spatial scale. *Environmental Biology of Fishes*, 99(8–9), 603–612. DOI: 10.1007/s10641-016-0502-0
- Camana, M., Dala-Corte, R. B., Collar, F. C., & Becker, F. G. 2020. Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil. *Hydrobiologia*. DOI: 10.1007/s10750-020-04347-2
- Chen, K., & Olden, J. D. 2020. Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world. *Global Change Biology*, gcb.15251. DOI: 10.1111/gcb.15251
- Costa, I. D. da, Petry, A. C., & Mazzoni, R. 2020. Fish assemblages respond to forest cover in small Amazonian basins. *Limnologia*, 81(November 2019), 125757. DOI: 10.1016/j.limno.2020.125757
- Dala-Corte, R. B., Becker, F. G., & Melo, A. S. 2017. The importance of metacommunity processes for long-term turnover of riffle-dwelling fish assemblages depends on spatial position within a dendritic network. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(1), 101–115. DOI: 10.1139/cjfas-2016-0049
- Dala-Corte, R. B., Giam, X., Olden, J. D., Becker, F. G., Guimarães, T. de F., & Melo, A. S. 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 61(11), 1921–1934. DOI: 10.1111/fwb.12825
- Dias, M. S., Zuanon, J., Couto, T. B. A., Carvalho, M., Carvalho, L. N., Espírito-Santo, H. M. V., Frederico, R., Leitão, R. P., Mortati, A. F., Pires, T. H. S., Torrente-Vilara, G., Vale, J. do, Anjos, M. B. do., Mendonça, F. P., & Tedesco, P. A. 2016. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza e Conservação*, 14(2), 106–111. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- Eros, T. 2017. Scaling fish metacommunities in stream networks: Synthesis and future research avenues. *Community Ecology*, 18(1), 72–86. DOI: 10.1556/168.2017.18.1.9
- Eros, T., & Campbell Grant, E. H. 2015. Unifying research on the fragmentation of terrestrial and aquatic habitats: patches, connectivity and the matrix in riverscapes. *Freshwater Biology*, 60(8), 1487–1501. DOI: 10.1111/fwb.12596
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. 1649–1663. DOI: 10.1111/jbi.12130
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & Li, H. W. 2002. Landscapes to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52(6), 483–498. DOI: <https://doi.org/bfp7w2>
- Ferraz, S. F. de B., Vettorazzi, C. A., & Theobald, D. M. 2009. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 257(7), 1586–1595. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.013
- Frederico, R. G., Reis, V. C. S., & Polaz, C. N. M. 2021. Conservação de peixes de riachos: planejamento e políticas públicas. *Oecologia Australis*, 25(2), 548–566. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.20
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., & Hurley, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2), 199–214. DOI: 10.1007/BF01867358
- Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., & Nathan, R. J. 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons. p. 448.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., & Jones, E. B. D. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95(25), 14843–14847. DOI: 10.1073/pnas.95.25.14843
- Hawkins, C. P., Norris, R. H., Gerritsen, J., Hughes, R. M., Jackson, S. K., Johnson, R. K., & Stevenson, R. J. 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: Synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(3), 541–556. DOI: 10.2307/1468113
- Heino, J., Alahuhta, J., Ala-Hulkko, T., Antikainen,

- H., Bini, L. M., Bonada, N., Datry, T., Erős, T., Hjort, J., Kotavaara, O., Melo, A. S., & Soininen, J. 2017. Integrating dispersal proxies in ecological and environmental research in the freshwater realm. *Environmental Reviews*, 25(3), 334–349. DOI: 10.1139/er-2016-0110
- Hughes, R. M., Infante, D. M., Wang, L., Chen, K., & Terra, B. D. F. 2019. Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages: Introduction. *Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages*. p. 1–9.
- Infante, D. M., Wang, L., Hughes, R. M., Chen, K., & Terra, B. F. 2019. Advances, Challenges, and Gaps in Understanding Landscape Influences on Freshwater. In: *Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages*. pp. 463–496. Bethesda: American Fisheries Society.
- Junqueira, N. T., Macedo, D. R., de Souza, R. C. R., Hughes, R. M., Callisto, M., & Pompeu, P. S. 2016. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotropical Ichthyology*, 14(3). DOI: 10.1590/1982-0224-20150116
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. DOI: 10.1038/sdata.2017.122
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(10), 564–571. DOI: 10.1016/j.tree.2009.04.011
- Leal, C. G., Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Leitão, R. P., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B. B., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Ferreira, J., & Barlow, J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), 1725–1745. DOI: 10.1007/s10980-016-0358-x
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Villéger, S., Pompeu, P. S., Kasper, D., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B., & Gardner, T. A. 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219–232. DOI: 10.1111/ecog.02845
- Maas-Hebner, K. G., Harte, M. J., Molina, N., Hughes, R. M., Schreck, C., & Yeakley, J. A. 2015. Combining and aggregating environmental data for status and trend assessments: Challenges and approaches. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), 1–16. DOI: 10.1007/s10661-015-4504-8
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., & Callisto, M. 2018. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *Science of the Total Environment*, 635, 1267–1279. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.216
- Macedo, Diego R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., Oliveira, D. R., Firmiano, K. R., Kaufmann, P. R., Pompeu, P. S., & Callisto, M. 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6), 1001–1016. DOI: 10.1007/s10980-014-0036-9
- Makrakis, S., Castro-Santos, T., Makrakis, M. C., Wagner, R. L., & Adames, M. S. 2012. Culverts in paved roads as suitable passages for Neotropical fish species. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 763–770. DOI: 10.1590/S1679-62252012000400009
- Martins, I., Ligeiro, R., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. 2018. Regionalisation is key to establishing reference conditions for neotropical savanna streams. *Marine and Freshwater Research*, 69(1), 82–94. DOI: 10.1071/MF16381
- Melles, S. J., Jones, N. E., & Schmidt, B. J. 2014. Evaluation of current approaches to stream classification and a heuristic guide to developing classifications of integrated aquatic networks. *Environmental Management*, 53(3), 549–566. DOI: 10.1007/s00267-014-0231-0
- Mello, K. de, Taniwaki, R. H., Paula, F. R. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., & Hughes, R. M. 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of*

- Environmental Management, 270, 110879. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110879
- Montag, L. F. A., Winemiller, K. O., Keppeler, F. W., Leão, H., Benone, N. L., Torres, N. R., Prudente, B. S., Begot, T. O., Bower, L. M., Saenz, D. E., Lopez-Delgado, E. O., Quintana, Y., Hoeninghaus, D. J., & Juen, L. 2019. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(2), 317–329. DOI: 10.1111/eff.12455
- Mozzaquattro, L. B., Dala-Corte, R. B., Becker, F. G., & Melo, A. S. 2020. Effects of spatial distance, physical barriers, and habitat on a stream fish metacommunity. *Hydrobiologia*, 847(14), 3039–3054. DOI: 10.1007/s10750-020-04309-8
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933–938. DOI: <https://doi.org/c635xt>
- Omernik, J. M., Griffith, G. E., Hughes, R. M., Glover, J. B., Weber, M. H., & Weber, M. H. 2017. How Misapplication of the Hydrologic Unit Framework Diminishes the Meaning of Watersheds. *Environmental Management*, 1–11. DOI: 10.1007/s00267-017-0854-z
- Osborne, L. L., & Wiley, M. J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(4), 671–681. DOI: 10.1139/f92-076
- Rodrigues-Filho, C. A. S., Gurgel-Lourenço, R. C., Ramos, E. A., Novaes, J. L. C., Garcez, D. S., Costa, R. S., & Sánchez-Botero, J. I. 2020. Metacommunity organization in an intermittent river in Brazil: the importance of riverine networks for regional biodiversity. *Aquatic Ecology*, 54(1), 145–161. DOI: 10.1007/s10452-019-09732-1
- Silva, D. R. O., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Macedo, D. R., & Callisto, M. 2018. Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of the Total Environment*, 633, 179–188. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.127
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., Weber, E. J., Lenti, F. E. B., Paternost, F. F., Pareyn, F. G. C., Siqueira, J. V., Viera, J. L., Neto, L. C. F., Saraiva, M. M., Sales, M. H., Salgado, M. P. G., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. V., & Azevedo, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. DOI: 10.3390/RS12172735
- Stanley, E. H., Powers, S. M., & Lottig, N. R. 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: Concepts, contributions, and coming challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 67–83. DOI: 10.1899/08-027.1
- Steel, E. A., Hughes, R. M., Fullerton, A. H., Schmutz, S., Young, J. A., Fukushima, M., Muhar, S., Poppe, M., Feist, B. E., & Trautwein, C. 2010. Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review. *Living Reviews in Landscape Research*, 4(1), 1–60. DOI: 10.12942/lrlr-2010-1
- Stein, J. L., Hutchinson, M. F., & Stein, J. A. 2014. A new stream and nested catchment framework for Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(5), 1917–1933. DOI: 10.5194/hess-18-1917-2014
- Terra, B. D. F., Hughes, R. M., Francelino, M. R., & Araújo, F. G. 2013. Assessment of biotic condition of Atlantic rain forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecological Indicators*, 34, 136–148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.05.001
- Thornbrugh, D. J., & Gido, K. B. 2010. Influence of spatial positioning within stream networks on fish assemblage structure in the Kansas river basin, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(1), 143–156. DOI: 10.1139/F09-169
- Venticinque, E., Forsberg, B., Barthelm, 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(2), 651–661. DOI: 10.5194/essd-8-651-2016
- Wang, L., Seelbach, P. W., & Hughes, R. M. 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society Symposium, 2006(48), 1–23.
- Wang, Lizhu, Infante, D., Esselman, P., Cooper, A., Wu, D., Taylor, W., Beard, D., Whelan, G., & Ostroff, A. 2011. A Hierarchical Spatial Framework and Database for the National River Fish Habitat Condition Assessment. Fisheries, 36(9), 436–449. DOI: 10.1080/03632415.2011.607075
- Wieferich, D. J., Daniel, W. M., & Infante, D. M. 2015. Enhancing the Utility of the NHDPlus River Coverage: Characterizing Ecological River Reaches for Improved Management and Summary of Information. Fisheries, 40(11), 562–564. DOI: 10.1080/03632415.2015.1090977
- Yates, A. G., Culp, J. M., Bailey, R. C., & Chambers, P. A. 2019. Strengths and Weaknesses of Data Sources for Describing Exposure of Aquatic Ecosystems to Human Activity. In: Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages. pp. 11–34. Bethesda: American Fisheries Society.
- Zeni, J. O., Hoeinghaus, D. J., & Casatti, L. 2017. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. Freshwater Biology, 62(12), 2026–2038. DOI: 10.1111/fwb.13047
- Zeni, J. O., Pérez-Mayorga, M. A., Roa-Fuentes, C. A., Brejão, G. L., & Casatti, L. 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29(8), 1238–1252. DOI: 10.1002/aqc.3128

Submitted: 10 October 2020

Accepted: 7 April 2021

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

APÊNDICE

Exemplos de dados espaciais disponíveis para o território brasileiro. O número de bases de dados e seu conteúdo aumenta constantemente e dados espaciais e devem ser procurados em diferentes órgãos nacionais e estaduais e organizações não-governamentais. Muitos Estados estão desenvolvendo suas bases de infraestruturas de dados espaciais, que visam compilar, organizar e tornar acessíveis esses dados. (ver também Frederico & Polaz 2021).

Examples of geospatial data available in Brazil. The number of databases and their content is increasing and should be searched for in different institutions at National and State levels, as well as in non-governmental organizations. Several Brazilian states are developing their geospatial data infrastructure to compile, organize these data and make them accessible. (See also Frederico & Polaz, 2021).

Dados	Fonte	Abrangência	Acesso/referência
Hidrografia, limites de bacias, qualidade e quantidade de água	ANA – Agência Nacional de Águas	Nacional	Geonetwork ANA
Série histórica anual do uso da terra a partir de 1985, com base em imagens Landsat (resolução de 30 m)	MapBiomas Brasil	Nacional	MapBiomas Brasil; Souza <i>et al.</i> 2020
Geologia, geomorfologia, etc.	IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística	Nacional/Regional	IBGE/Geociências
Clima, solos, altitude, declividade, densidade de drenagem	INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais	Nacional	INPE-AMBDATA
Rios, bacias, confluências	Venticinque <i>et al.</i> 2016	Amazônia	Venticinque <i>et al.</i> 2016
Clima	CHELSA	Global	Karger <i>et al.</i> 2017
Ecorregiões terrestres	WWF - World Wildlife Fund	Global	Olson <i>et al.</i> 2001
Ecorregiões aquáticas	WWF - World Wildlife Fund/ TNC – The Nature Conservancy	Global	Abell <i>et al.</i> 2008
Hidrografia, áreas úmidas, lagos e reservatórios	SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul	Rio Grande do Sul	SEMA
Tamanho de rebanhos, produção de diferentes culturas agrícolas	IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística	Nacional	CensoAgro