



A ECOLOGIA DE PEIXES DE RIACHO SOB A PERSPECTIVA DA ECOLOGIA DE PAISAGENS

Gabriel Lourenço Brejão^{1}, Cecília Gontijo Leal² & Pedro Gerhard³*

¹ Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia e Botânica, Laboratório de Ictiologia, Rua Cristóvão Colombo, 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil.

² Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Departamento de Ciências Florestais, Laboratório de Hidrologia Florestal, Av. Pádua Dias, 11, CEP 13418-260, Piracicaba, SP, Brasil.

³ Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP-340, Km 127.5, CEP 13820-000, Jaguariúna, SP, Brasil.

E-mails: gbrejao@gmail.com (*autor correspondente); c.gontijoleal@gmail.com; pedro.gerhard@gmail.com.

Resumo: A ecologia de paisagens é uma ciência interdisciplinar que busca entender as relações entre padrões e processos ecológicos considerando diferentes escalas espaciais e temporais. Os avanços dessa ciência vêm sendo sustentados pelo rápido desenvolvimento de um arcabouço metodológico largamente baseado em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Assim, as abordagens de ecologia de paisagens têm permitido, por exemplo, compreender como processos ecológicos são afetados pelas atividades antrópicas que desencadeiam alterações profundas aos ecossistemas, como a perda e fragmentação de habitat. Apesar de comumente aplicada aos estudos em ecossistemas terrestres, existe uma defasagem do desenvolvimento teórico e metodológico da ecologia de paisagens aplicada a estudos em riachos, especialmente no Brasil. Considerando as particularidades dos ambientes aquáticos em relação aos terrestres, adaptações metodológicas são necessárias. Por exemplo, riachos possuem uma organização espacial hierárquica que resulta em condições locais dependentes do contexto regional. De fato, os riachos estão conectados à paisagem na qual se inserem através de múltiplas escalas espaciais e temporais. Esta conectividade hidrológica, e a baixa proporção de áreas aquáticas em relação a terrestres, resulta, por sua vez, que impactos antrópicos se acumulem ao longo das redes hidrográficas. Considerando o exposto, os objetivos deste estudo são: (1) Introduzir os conceitos gerais da ecologia de paisagens; (2) Apresentar os principais métodos de aquisição e gerenciamento de dados espaciais relevantes às abordagens voltadas aos riachos; (3) Descrever as escalas espaciais e temporais relevantes à ecologia de riacho; e (4) Discutir o potencial da ecologia de paisagens para a avaliação de impactos antrópicos aos riachos. A ecologia de paisagens tem muito a oferecer aos estudos de peixes de riacho no Brasil e tem se mostrado uma abordagem promissora para os avanços nessa fronteira do conhecimento.

Palavras-chave: ecótono; escalas espaciais e temporais; organização hierárquica; paisagem fluvial; SIG.

STREAM FISH ECOLOGY FROM A LANDSCAPE ECOLOGY PERSPECTIVE: Landscape ecology emphasizes the interaction between spatial patterns and ecological processes, *i.e.*, the consequences of spatial heterogeneity across various scales. It is an interdisciplinary science that seeks to understand the relationships between ecological patterns and processes considering different spatial and temporal scales. This understanding has been supported by the rapid development of a methodological framework, largely based on Geographic Information Systems (GIS). Thus, it has allowed understanding how ecological processes are affected by anthropogenic activities that trigger profound changes in ecosystems, such

as habitat loss and fragmentation. Although commonly applied to studies in terrestrial ecosystems, there is a time lag in both theoretical development and methodological adaptation of landscape ecology applied to studies in streams, especially in Brazil. Methodological adaptations are necessary considering the particularities of aquatic environments in relation to terrestrial ones. For example, streams have a hierarchical spatial organization that results in local conditions dependent on the regional context. In fact, streams are connected to the landscape in which they are inserted through multiple spatial and temporal scales. This hydrologic connectivity, and the low ratio/proportion of aquatic/terrestrial areas, in turn results in anthropogenic impacts accumulating along the hydrographic networks. Considering the above, the objectives of this chapter are: (1) Introduce the general concepts of landscape ecology; (2) Present the main methods of spatial data acquisition and management relevant to stream approaches; (3) Describe the spatial and temporal scales relevant to stream ecology and (4) Discuss the potential of landscape ecology to assess human impacts on streams. Landscape ecology has much to offer to the study of stream fish in Brazil and has shown to be a promising approach for advancing this frontier of knowledge.

Keywords: ecotone; GIS; hierarchical organization; river landscape; spatial and temporal scales.

INTRODUÇÃO

A ecologia de paisagens (*landscape ecology* em inglês, *land*–terra, *scape*–vista, visão panorâmica de algum tema) pode ser entendida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas que interagem entre si (Metzger 2001), oferecendo uma perspectiva integradora entre processos ecológicos e complexidade espacial (Fausch *et al.* 2002). Suas abordagens possuem grande importância na identificação e previsão das alterações das paisagens por ações antrópicas em múltiplas escalas, assim como das consequências ecológicas destas modificações (Wiens 2002). Entretanto, a avaliação dos efeitos do padrão espacial nos processos ecológicos em uma escala de paisagem é muito recente, especialmente quando a comparamos com a longa história dos estudos ecológicos de distribuição e abundância dos organismos (Turner & Gardner 2015).

A ecologia de paisagens foi desenvolvida sobretudo ao estudar a heterogeneidade espacial dos ambientes terrestres. Nesse sentido mais purista, os ecossistemas tipicamente lóticos (rios e riachos) poderiam ser vistos como elementos lineares limitados por suas margens e separado dos demais elementos da paisagem, como retratado nas imagens de satélite. Entretanto, eles são complexos, heterogêneos em suas características físicas (*e.g.* tipo de substrato, morfologia do canal) e trocam matéria, organismos e energia com seu entorno por várias

vias: longitudinal (fluxo montante-jusante entre cabeceiras e estuários), lateral (interações com a zona ripária), vertical (trocas atmosfera-leito-leñçol freático) e temporal (variação histórica da paisagem ao longo da rede fluvial) (Ward 1989). Em razão dessas interações em quatro dimensões – e que são muito mais intensas nos riachos por causa da dimensão reduzida desses ambientes quando comparados aos rios – pode-se dizer que os riachos refletem e contribuem para as condições e características das paisagens terrestres (Hynes 1975).

Apenas mais recentemente, os conceitos e métodos da ecologia de paisagens têm sido aplicados aos sistemas fluviais. Termos como *freshwater*, *stream*, *river*, *riverine* e *fluvial*, associados à palavra *landscape* e, ainda, *fluvioscape*, *riverscape* e outros similares, têm sido usados de forma regular desde o início dos anos 2000 (*e.g.* Fausch *et al.* 2002), indicando o interesse no estudo da heterogeneidade espacial dentro de ecossistemas lóticos. As relações estreitas entre o sistema terrestre e lótico têm considerado também estudos sobre as paisagens ripárias (*riparian landscapes*, Malanson 1993) e as paisagens de inundação (*floodscapes*, Thorp *et al.* 2008). Essas relações entre os sistemas terra/água são unificadas em estudos sobre uma unidade fundamental da paisagem, a bacia hidrográfica (Chorley 1969).

Os avanços no desenvolvimento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de Sensoriamento Remoto claramente abriram

novas perspectivas metodológicas para a ecologia de paisagens, aumentando nossa capacidade de observar, quantificar, e responder perguntas sobre padrões temporais e espaciais em grandes áreas (Turner & Gardner 2015). Nesse sentido, o desenvolvimento de *softwares* e ferramentas analíticas (*i.e.*, SIG e estatísticas espaciais) nos fornece meios de tratar grandes bases de dados, para exibir, sobrepor e analisar padrões espaciais e temporais em ampla escala (Turner & Gardner 2015).

Em uma revisão sobre o estado da arte em ecologia de peixes de riacho no Brasil, Dias *et al.* (2016) apontam a necessidade de que estudos evidenciem as escalas espacial e temporal utilizadas em suas metodologias, e de que novas abordagens ecológicas voltadas à melhor compreensão dos impactos antrópicos sobre as comunidades de peixes sejam desenvolvidas. A ecologia de paisagens tem muito a contribuir nos dois casos, ao lidar primariamente com escalas espaciais e temporais e por oferecer diversas ferramentas para o desenvolvimento de abordagens ecológicas inovadoras. A partir da ecologia de paisagens podemos avaliar padrões espaciais de distribuição da biodiversidade e da disponibilidade de recursos, considerar abordagens espaciais em múltiplas escalas hierárquicas, estimar fragmentação e perda de habitat e também propor diretrizes para o planejamento ambiental em escala de paisagem (Macedo *et al.* 2019) e para a escolha de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (ver Frederico *et al.* 2021).

Este estudo tem como objetivos (1) Introduzir os conceitos gerais da ecologia de paisagens; (2) Apresentar os principais meios de aquisição e gerenciamento de dados espaciais relevantes às abordagens voltadas aos riachos (paisagem fluvial, ou “*riverscape*”); (3) Descrever as escalas espaciais e temporais relevantes à ecologia de peixes de riacho e (4) Discutir o potencial da ecologia de paisagens à avaliação de impactos antrópicos nos riachos. Esperamos assim oferecer um arcabouço que estimule e inspire pesquisadores e estudantes interessados em começar, ou aprofundar, nessa área do conhecimento tão promissora.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Conceitos de ecologia de paisagens

A ecologia de paisagens é uma ciência relativamente nova, que incorporou métodos, conceitos e teorias de diversas áreas na busca por entender a interação entre padrões espaciais e processos ecológicos, ou seja, as consequências da heterogeneidade espacial através de várias escalas (Turner & Gardner 2015). Neste contexto, a paisagem pode ser entendida como um mosaico, que é heterogêneo e formado por unidades que interagem. Esta heterogeneidade deve existir para pelo menos um fator, de acordo com observador e em uma determinada escala de observação (Metzger 2001). Disto depreende-se que os padrões e processos ecológicos estudados por essa ciência não dependem intrinsecamente de uma extensão espacial definida, de uma relação direta com o conceito de ecossistema e de uma visão humana da paisagem (compare com a “ecologia de regiões” em Forman 1995a). Ao contrário, a “paisagem” e sua heterogeneidade são determinadas do ponto de vista do observador, seja ele o ser humano, seja ele outro ser vivo (Metzger 2001). Tal como experimentado pelo ser humano, a paisagem é usualmente estudada (ou percebida) em ordens de extensão entre 10^2 ou mais que 10^4 m² e de resolução entre 10^1 até 10^3 m (Metzger 2001). Geralmente, percebemos a paisagem como um mosaico de manchas que incluem mais de um tipo de ecossistema. Por exemplo, uma paisagem rural inclui elementos de ecossistemas florestais, fluviais e agroecossistemas. No apêndice são apresentados conceitos e termos comumente empregados na ecologia de paisagens.

A ecologia de paisagens trata de alguns princípios fundamentais, que se baseiam no reconhecimento da importância (1) da configuração espacial aos processos ecológicos, isto é, a posição relativa entre os elementos da paisagem importa; (2) dos fluxos de matéria, energia e informação entre compartimentos da paisagem, ou seja, os processos são influenciados pela estrutura da paisagem; (3) de avaliar extensões espaciais maiores do que as abordadas em estudos ecológicos tradicionais (*e.g.* relações espécie-habitat, relações predador-presa); (4) dos seres humanos como agentes de transformação das paisagens (Turner & Gardner 2015). Durante

o desenvolvimento desta ciência, a própria definição da paisagem, de seus padrões, processos e dinâmicas suscitou e estimulou abordagens de pesquisa, estabelecimento de hipóteses e delimitação de conceitos (Tabela 1) (Forman 1995a).

Na raiz da ecologia de paisagens como disciplina de pesquisa está o reconhecimento da heterogeneidade espacial. Há uma sequência e hierarquia de fatores e processos que desenha cada paisagem local (ou, a “paisagem perfeita”, Philips 2007): (1) o cenário abiótico, incluindo o clima, as formas do relevo (*landforms*) e os solos; (2) as interações bióticas, incluindo, por exemplo, a competição, as teias e cascatas tróficas, e os efeitos das espécies dominantes, com a capacidade de gerar heterogeneidade ambiental (“engenheiros de ecossistemas”); (3) as ações antrópicas, com suas influências pré-históricas, históricas e atuais e (4) os distúrbios naturais e a sucessão, ou seja, o efeito da ação do tempo sobre os fatores 1 a 3 no estabelecimento do cenário presente, sua contingência (Forman & Godron 1986, Bailey 2009). Portanto, praticar uma ecologia de paisagem fluvial requer a compreensão desta unidade geomórfica complexa, buscando teorias, conceitos e métodos de disciplinas diversas (Figura 1).

O estudo da ecologia de paisagens pode ser aprofundado ao se consultar, por exemplo, Metzger (2001), que apresenta, em português, um histórico da disciplina, uma discussão sobre as visões geográficas e ecológicas do tema, os principais conceitos, suas perspectivas e um breve glossário. Adicionalmente, existem obras mais extensas e detalhadas, como as de Naveh & Lieberman (1994), Forman (1995b), Bissonette (1997), Farina (1998, 2009), Gutzwiller (2002), Wiens *et al.* (2007), Turner & Gardner (2015) e Gergel & Turner (2017).

A geomática no estudo das paisagens fluviais

A ecologia de paisagens foi fortemente beneficiada pelas ciências geográficas (especialmente a geografia física e a cartografia) que, por sua vez, foram potencializadas pelo desenvolvimento das ciências da informação geográfica, sistemas de informações geográficas (SIG) e sistemas de sensoriamento remoto. Esse conjunto de disciplinas teve crescimento extraordinário especialmente a partir dos anos 1970. Uma visão

aprofundada desse campo pode ser encontrada em Jensen (2009) e Lillesand *et al.* (2015).

A coleta sistemática de dados espaciais pode ser feita de forma direta ou remota, embora nas aplicações em ecologia o emprego de sensores remotos seja mais comum. Os sensores remotos podem estar embarcados em plataformas de superfície (barcos, carros), infraorbitais (balões, aviões, helicópteros e VANTs - veículos aéreos não tripulados, ‘*drones*’) ou orbitais (satélites, estações e outros veículos espaciais). Quanto à forma de coleta de informações espaciais, podem ser passivos (captam informação refletida ou emitida por objetos) ou ativos (emitem sinal para, em seguida, coletar seu ‘retorno’). A natureza da informação obtida pelos sensores também é diversificada, em geral é composta de uma ou várias faixas (ou “bandas”) do espectro de radiação eletromagnética de fonte solar. Podem captar a luz visível em uma banda (sensores pancromáticos, entre 380-740 nm) ou várias, entre sensores multiespectrais (cerca de 3 a 13 bandas) ou hiperespectrais (centenas de bandas), que detectam radiação entre 400 e 2400 nm. Outros sensores (ativos e passivos) atuam em regiões do espectro diversas (ultravioleta, termal) ou formas específicas dessa radiação (sensores ativos RADAR e LIDAR, baseados em emissão de laser e de micro-ondas, respectivamente). Quanto à detecção/captação de ondas sonoras, há sensores passivos (gravadores para avaliação de paisagens sonoras, *soundscape*s) e ativos (sonógrafos, SONAR); estes também têm encontrado aplicações úteis nos estudos de paisagens fluviais. A informação coletada pode ser avaliada quanto à sua resolução espacial (tamanho do grão), temporal (frequência temporal de amostragem), espectral (amplitude da faixa espectral amostrada) e radiométrica (discriminação da intensidade do sinal). Informações detalhadas e recentes sobre o sensoriamento remoto aplicado ao estudo de paisagens fluviais podem ser obtidas em Gilvear & Bryant (2016) e Piégay *et al.* (2020).

As informações coletadas pelos sensores descritos acima podem representar diversas feições e grandezas físicas e químicas dos ambientes estudados. Destacam-se os dados de altimetria obtidos principalmente de sensores LIDAR e RADAR (mas também, tradicionalmente, por imagens estereoscópicas), dos quais podem ser

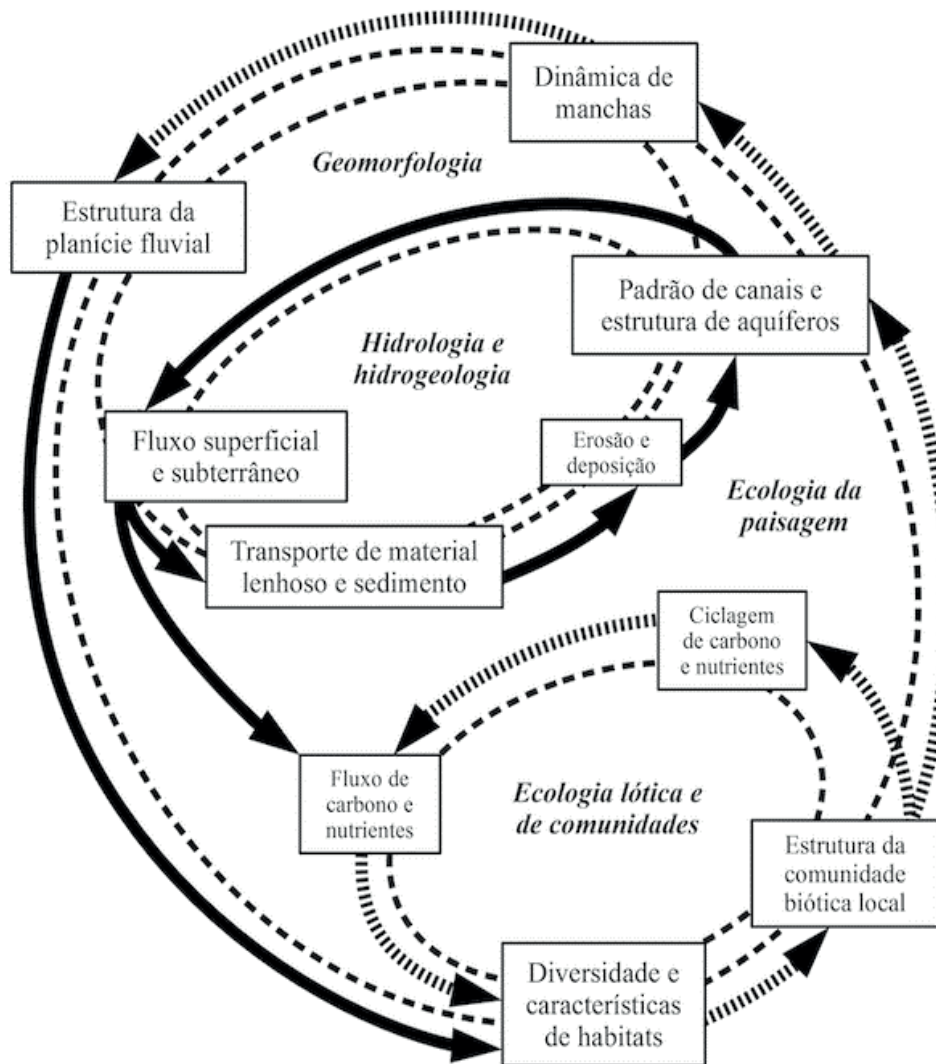


Figura 1. Conceitualização da complexidade e da dinâmica da paisagem fluvial. O tamanho do texto representa as escalas espaciais e temporais relativas: texto em fonte maior representa escala espacial grosseira e escala temporal de longa duração; texto em fonte menor indica escalas temporais e espaciais mais finas e curtas. As setas sólidas representam ligações dirigidas primariamente por processos físicos e setas tracejadas indicam interações biogeoquímicas. As elipses tracejadas representam mecanismos de feedbacks estudados primariamente pelas disciplinas destacadas em itálico. (Redesenhado e baseado em Poole 2002)

Figure 1. Conceptualization of complexity and dynamics of riverscape. Text size represents relative spatial and temporal scales: text in larger font represents coarse spatial scale and longer temporal scale; text in smaller font indicates finer and shorter spatial and temporal scales. Solid arrows represent links driven primarily by physical processes and dashed arrows indicate biogeochemical interactions. The dashed ellipses represent feedback mechanisms studied primarily by the disciplines highlighted in italics. (Redesigned and based in Poole 2002).

gerados modelos de superfície e de terreno. Estes, por sua vez, são amplamente empregados no estudo do relevo, da própria extensão da rede hidrográfica e do acoplamento entre os sistemas terrestres e aquáticos. Dados de sensores pancromáticos, multi e hiperespectrais possibilitam uma gama variada de aplicações, sendo a mais comum a

geração de mapas temáticos de cobertura do solo, com foco em classes de vegetação terrestre. Grandezas físicas como umidade na vegetação, biomassa vegetal e temperatura de superfície podem ser representadas como variáveis contínuas na paisagem. No ambiente aquático, sensores podem fornecer informações detalhadas

sobre perfis longitudinais de temperatura da superfície da água (Torgersen *et al.* 2001), distribuição de formas de substrato no leito (Mertes 2002), batimetria detalhada do canal, com posicionamento de material lenhoso no leito (Kaeser & Litts 2010) ou descrição de unidades de habitat por perfis sonoros (Decker *et al.* 2020) que podem ser adaptados a estudos em riachos.

As redes hidrográficas, os sistemas fluviais, e suas relações com o ambiente terrestre podem ser representadas de formas diversas e complexidade variada, entre:

1. Forma simplificada, como uma rede hidrográfica representada como um conjunto de formas gráficas (forma vetorial); conjunto de linhas (rede unifilar) ou polígonos, sem atributos associados. Nesse caso, a paisagem fluvial pode ser apenas analisada indiretamente, pela avaliação visual das relações entre os ambientes terrestre e aquático.

2. Os vetores que representam a rede fluvial podem ter uma topologia definida, isto é, cada elemento que compõe a rede está espacialmente relacionado a pelo menos outro elemento. A representação da rede pode então armazenar diversas informações, como a direção de fluxo, relações entre nós (nascentes, confluências), comprimento, forma etc. Adicionalmente podem ser atribuídas outras informações a cada elemento, como ordem de canal, relação de nascentes e segmentos à jusante, distância até a foz, dentre outras. É possível, ainda, associar elementos do ambiente terrestre, como área de drenagem, cobertura do solo adjacente, distância relativa de elementos da paisagem aos elementos da rede fluvial, altimetria, declividade, resistividade, classificação de zonas funcionais (*e.g.* cabeceira, foz, planície de inundação) (Thorp *et al.* 2008), classificação de formas fluviais.

3. Abordagem matricial (forma de *raster*), onde os canais são apresentados como uma sequência de pixels adjacentes. Esta forma é útil para representar grandezas de variação contínua, e também pode ser amplamente relacionada com a paisagem terrestre. Aqui é possível, por exemplo, representar a declividade local, o fluxo de água (ou sedimentos, nutrientes, poluentes) acumulado de toda área (ou rede) à montante, avaliar a partição de fluxos superficiais e sub-superficiais de/para a rede fluvial, calcular a distância hidrológica

entre elementos da paisagem. Borges *et al.* (2020), utilizaram essa abordagem para inferir algumas métricas de conectividade (D-Link, Centralidade e distância para o rio principal) para riachos amostrados na bacia do Alto Paraná.

4. Apresentação da paisagem fluvial heterogênea, como um mosaico de unidades e subunidades de habitat, que podem ser a matriz (*e.g.* um ambiente lântico, como um poço, pela perspectiva de uma espécie reofílica), ou manchas (*e.g.* uma corredeira, pela perspectiva de uma espécie reofílica), corredores, fragmentos; estes poderão ser apresentados como polígonos ou conjunto de pixels. Em ambas as formas é possível considerar relações topológicas entre os elementos vetoriais ou regras de vizinhança entre pixels. Então é possível o emprego de diversas métricas da paisagem e de superfície (McGarigal *et al.* 2009), incluindo somente o sistema lótico ou também o sistema terrestre adjacente. Uma enorme variedade de informações pode ser atribuída a cada elemento ou pixel, permitindo o teste de diversas hipóteses usuais da ecologia de paisagens. Uma derivação dessa representação, ainda que usada de forma incipiente no âmbito da ecologia de paisagens fluviais, é a representação do canal fluvial em três dimensões (longitudinal, vertical, lateral), valendo-se de uma série de abordagens inovadoras na análise desse tipo de dados (Kedron *et al.* 2019).

As quatro formas de representação da paisagem fluvial, de complexidade crescente, sofrem das mesmas dificuldades que o imageamento por sensoriamento remoto sofre: quanto maior a resolução espacial menor a extensão mapeada, maior o volume de dados e maior o tempo necessário para seu processamento. Assim, espera-se que em escala regional seja possível obter dados de redes fluviais no nível 2 de complexidade (para o território do Brasil, em 2020, é possível obter dados de canais e bacias hidrográficas com topologia consistida até cerca de 50 Km²), enquanto o mapeamento no nível 4 seja factível apenas para segmentos de canais, ou em bacias pequenas. Importante notar, também, que o mapeamento em escala detalhada tem outra desvantagem: a extensão temporal de manchas, unidades ou subunidades de habitat pode ser bastante restrita (Figura 2).

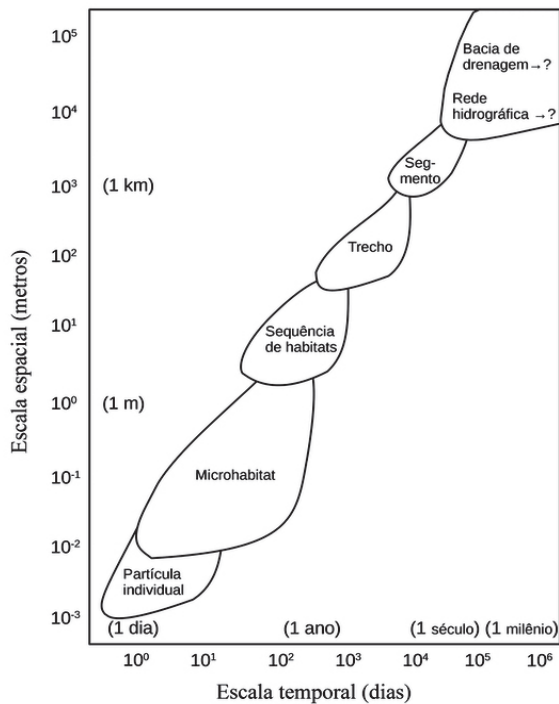


Figura 2. Relação entre escala temporal e espacial e habitat de peixes em sistemas fluviais (Modificado de Allan & Castillo 2007).

Figure 2. Relation between temporal and spatial scale and fish habitat in river systems (Adapted from Allan & Castillo 2007).

Escalas espaciais e temporais no estudo de riachos

O estudo da heterogeneidade espacial é central à ecologia de riachos, mas seu reconhecimento depende diretamente da escala de observação e do organismo foco do estudo (Metzger 2001). Por exemplo, numa escala mais abrangente, uma microbacia pode ser homogênea em suas características gerais (*e.g.* vazão, declividade) enquanto seus riachos, vistos numa escala mais detalhada, podem ser heterogêneos no conjunto de habitat ou tipos de substrato que apresentam (*e.g.* corredeira de matacão, poço, bancos de areia). Da mesma forma, determinado trecho de riacho pode ser homogêneo para uma espécie de peixe generalista quanto ao uso de habitat, e altamente heterogêneo para uma espécie de macroinvertebrado bentônico especialista em determinado tipo de substrato.

Riachos são organizados de forma hierárquica onde segmentos são formados por trechos menores dentro dos quais existem, por exemplo,

sequências de habitat poço/cordeira que, por sua vez são constituídos por conjuntos de microhabitat (*e.g.* banco de folhas ou de cascalho). Dentro deste contexto hierárquico, a microbacia, que representa toda área a montante na qual a drenagem superficial da água converge para o trecho focal do riacho estudado (que em estudos de peixes de riacho pode compreender uma área entre 10^1 a 10^3 hectares), é o nível mais abrangente dessa hierarquia, englobando os níveis inferiores apresentados acima, e que geralmente está inserida uma bacia hidrográfica maior (Frissell *et al.* 1986; Fig. 3). Para maiores detalhes sobre as vantagens e limitações das abordagens de bacias hidrográficas e ecorregiões, sugerimos a leitura de Becker & Camana (2021). Ainda assim, cada segmento, trecho, sequências poço/cordeira ou microhabitat tem um papel estrutural único nos riachos. Uma implicação importante da configuração hierárquica aninhada dos riachos é que condições locais estão sob alguma influência do contexto regional da paisagem (Frissell *et al.* 1986, Allan *et al.* 1997). Além disso, tal configuração é a base de diversos processos ecológicos, como movimentação e colonização (Campbell-Grant *et al.* 2007), que acontecem nos riachos, sendo um princípio fundamental ao seu estudo sob a ótica da ecologia de paisagens.

Aspectos locais ou regionais da paisagem influenciam as características físicas e os processos bióticos dos riachos de diversas formas (Wiens 2002). Por exemplo, o sombreamento do canal reflete basicamente a cobertura da vegetação ripária local, enquanto a retenção de sedimentos depende em grande parte do tipo de solo, cobertura da vegetação ripária e volume total de sedimento produzido ao longo de toda a drenagem na microbacia. Já a morfologia do canal é influenciada principalmente pelo contexto regional da microbacia (Figura 3). Entender como diferentes escalas espaciais influenciam as características dos riachos é fundamental para o delineamento de estudos em ecologia de paisagens com foco na ictiofauna. Por exemplo, as espécies de peixes encontradas em determinado trecho de riacho estão sob influência direta e indireta do que acontece tanto a montante (*e.g.* fontes de matéria orgânica que são carregadas desde as cabeceiras) quanto a jusante (*e.g.* presença de barreiras naturais, como cachoeiras, que limita o fluxo de

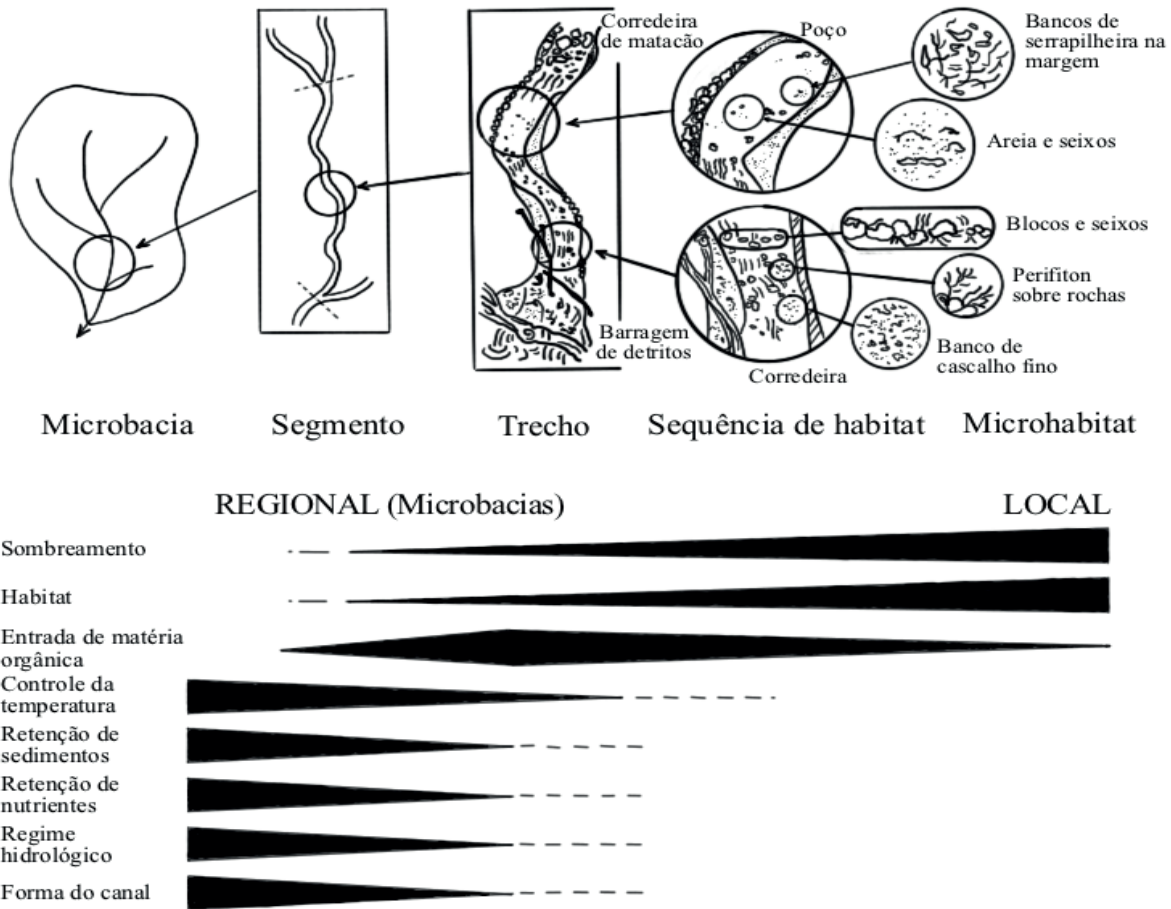


Figura 3. Organização hierárquica dos riachos (parte superior) e influências locais e regionais da paisagem sobre suas características (parte inferior). (Adaptada de Allan *et al.* 1997).

Figure 3. Hierarchical organization of streams (upper part) and local and regional influences of the landscape on their characteristics (lower part). (Adapted from Allan *et al.* 1997).

indivíduos de jusante). A zona ripária é uma escala amplamente utilizada em estudos sobre peixes de riacho por representar uma importante interface de troca entre os ecossistemas aquático e terrestre. A vegetação ripária é uma fonte primordial de matéria orgânica aos riachos e sua ictiofauna, fornecendo folhas, frutos, troncos e invertebrados que servem de alimento e abrigo aos peixes. A zona ripária pode ser definida de forma a considerar a área apenas nas margens de um riacho (*i.e.*, *buffer* ripário local) ou pode incluir também a zona ripária ao longo de toda drenagem a montante do trecho de riacho estudado (*i.e.*, *buffer* ripário da rede de drenagem).

A largura do *buffer* ripário varia bastante nos estudos sobre peixes de riacho, sendo

geralmente entre 10-100 m (Allan *et al.* 1997). Da mesma forma, não existe um consenso único sobre a largura mínima necessária para garantir proteção à biodiversidade de riachos em geral (Luke *et al.* 2018). No Brasil, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal No 12.651; Brasil, 2012) estipula uma largura mínima (geralmente 30 m para riachos de até 10 m de largura; ou de até 5 metros, no caso de recomposição da vegetação ripária de propriedades com até um módulo fiscal) de vegetação nativa a ser mantida na zona ripária dos riachos em propriedades privadas (*i.e.*, Área de Preservação Permanente, APP). Entretanto, Dala-Corte *et al.* (2020) ressaltam que embora os limiares de perda de vegetação nativa para peixes de riacho variem nos diferentes biomas

brasileiros, o *buffer* ripário de APP previsto na legislação não garante proteção suficiente à ictiofauna de riacho. Vale ressaltar que, embora fundamental, a escala ripária não é definitiva em representar a influência da paisagem sobre a ictiofauna de riacho (Leal *et al.* 2018; Leitão *et al.* 2018). Um cuidado importante para a definição da largura do *buffer* ripário é o respeito à resolução (tamanho do pixel) do produto usado para representar o uso do solo, sendo importante estipular uma largura de *buffer* que abranja entre duas e três vezes a resolução do produto, para não trabalhar dentro da faixa de erro de classificação da imagem. Por exemplo, ao utilizarmos um produto (*e.g.* mapa de uso e cobertura do solo) com 30 metros de resolução, é indicado definir um *buffer* ripário de, no mínimo, 60 a 90 metros de largura.

Assim como na escala espacial, a heterogeneidade da paisagem pode ser observada pelas lentes da escala temporal. As variações observadas no sistema lótico ao longo das diversas extensões e resoluções da escala espacial também estão diretamente relacionadas a variações na escala temporal (Figura 2). A escala temporal inclui a duração (tempo de análise) e a resolução (frequência de obtenção) dos dados como aspectos da informação espacial (Metzger 2001), permitindo, por exemplo, entendermos melhor as relações das variações históricas do uso e cobertura do solo com a rede fluvial e seus impactos à ictiofauna de riacho.

Microbacias distintas, que aparentam ser semelhantes no momento presente em termos de composição da paisagem, podem passar por trajetórias históricas distintas até chegar ao seu estado atual (Ferraz *et al.* 2009). Como exemplo, podemos considerar quatro riachos inseridos em uma matriz agrícola cujas microbacias, ao longo dos últimos 30 anos, partiram do estado inicial totalmente preservado (100 % de floresta) para o estado final totalmente desmatado (0 % de floresta). Como a trajetória de cada microbacia foi distinta, tanto as condições do habitat físico dos riachos quanto a comunidade de peixes podem diferir. Espécies localizadas em um riacho desmatado nos últimos seis anos estarão sujeitas a condições da paisagem bem diferentes às de um riacho inserido em uma microbacia onde o desmatamento ocorreu há 30 anos (Figura 4, veja

também a Figura 3 em Becker & Camana 2021). Nesse exemplo, a extensão/quantidade de perda de habitat original (floresta) é a mesma nas quatro microbacias (100%), no entanto o tempo de prevalência do impacto, ou seja, a quantidade de anos ao qual as microbacias estão sob influência do uso agrícola, varia e é determinante para os padrões de diversidade de habitat e de peixes no momento da coleta.

Sendo assim, a inclusão da escala temporal nas análises nos permite entender melhor como processos históricos contemporâneos, como o uso e cobertura do solo, modulam os padrões atuais da diversidade de habitat e biológica. Por exemplo, Zeni *et al.* (2017) avaliaram os efeitos da mudança de matriz agrícola (de pastagem para cana-de-açúcar) em 38 riachos, que foram amostrados em 2003 e reamostrados em 2013, e detectaram reduções na largura, profundidade e volume de água dos riachos, além de aumento na abundância de espécies resistentes. Embora a relação entre essas alterações ambientais e bióticas e a conversão da matriz não tenha sido tão evidente, os autores as atribuem ao legado histórico das mudanças da paisagem acumuladas ao longo dos cerca de 150 anos de ocupação humana na região Noroeste do Estado de São Paulo, como já apontado no trabalho clássico de Harding *et al.* (1998).

Em trabalhos que avaliaram os efeitos das trajetórias de mudanças da paisagem sobre a diversidade de peixes de riacho na Amazônia (Brejão *et al.* 2018) e no Pampa (Camana *et al.* 2020), os autores detectaram limiares de perda de diversidade relacionados à extensão e ao tempo de perda da vegetação nativa nas microbacias estudadas. Em ambos os estudos observaram que a perda e substituição de espécies apresenta um atraso de resposta em relação à perda de vegetação nativa, evidenciando um fenômeno conhecido como débito de extinção (Tilman *et al.* 1994). Além de indicar que as populações de espécies de peixes de riacho sensíveis às mudanças da vegetação nativa apresentam declínio populacional em limiares muito menores (valores menores que 10 % de perda da vegetação nativa) àqueles detectados para vertebrados terrestres (que ocorre em valores a partir de 50 % de perda de vegetação nativa).

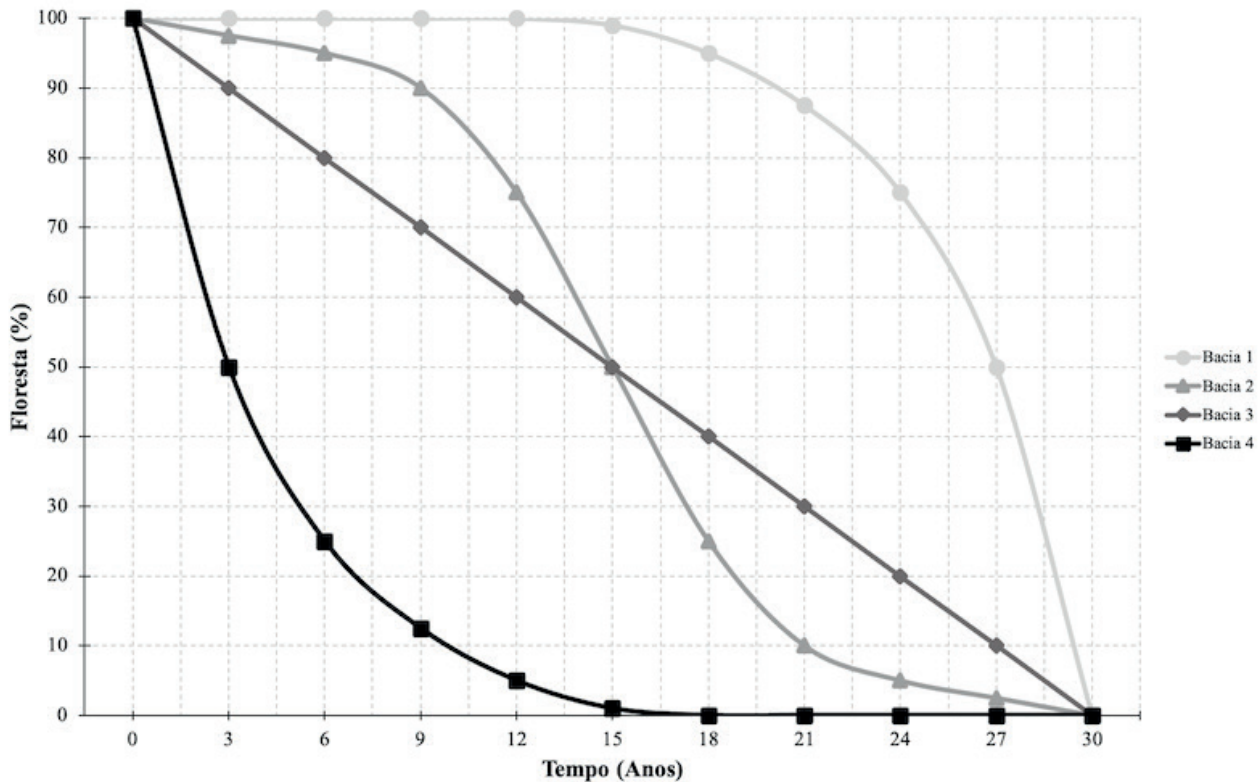


Figura 4. Representação hipotética de quatro bacias hidrográficas com trajetórias de perda de floresta distintas.

Figure 4. Hypothetical depiction of four river basins with distinct forest loss trajectories.

A ecologia de paisagens como ferramenta para o estudo dos impactos antrópicos em riachos

Atividades antrópicas realizadas tanto nas margens quanto em áreas mais distantes na microbacia têm efeitos diretos e indiretos sobre os habitat e a ictiofauna de riacho (Casatti *et al.* 2015, Leal *et al.* 2016, 2018; Leitão *et al.* 2018; Zeni *et al.* 2019). Isso se deve principalmente a dois aspectos intrínsecos aos sistemas de riacho, apresentados anteriormente neste estudo: a organização espacial aninhada e a conectividade longitudinal. Enquanto alterações na zona ripária são avaliadas com mais frequência na literatura (*e.g.* Dala-Corte *et al.* 2020), impactos a montante ou mesmo a jusante recebem menor atenção, mas são igualmente importantes (*e.g.* Leal *et al.* 2016, 2018, Leitão *et al.* 2018), já que riachos tendem a refletir o acúmulo dos impactos relativos à alteração da paisagem no seu entorno (Hynes 1975, Wear *et al.* 1998). Os mecanismos pelos quais atividades antrópicas em diferentes escalas da paisagem impactam a ictiofauna são múltiplos. Por exemplo, o desmatamento local na

zona ripária leva à diminuição do sombreamento do canal, aumento da temperatura da água e redução do aporte de matéria orgânica (*e.g.* folhas, frutos e invertebrados terrestres). Por outro lado, o desmatamento a montante na microbacia pode ocasionar erosão de solo exposto, maior entrada de sedimentos finos e resultar em alterações na morfologia do canal (*e.g.* razão largura/profundidade ou estabilidade relativa do leito; Leitão *et al.* 2018). Nos dois casos, as mudanças diretas e indiretas causadas pelo desmatamento alteram os habitat físicos e a disponibilidade de recursos à ictiofauna.

Outro aspecto importante é que os efeitos de impactos locais podem ser cumulativos ao longo das drenagens. Isso ocorre porque os riachos são os coletores naturais dos efeitos desses impactos, e a característica dendrítica e interconectada das redes fluviais transfere os efeitos desses impactos no sentido montante-jusante, que se amplificam a cada aumento de ordem de canal. A perda de conectividade fluvial, um dos impactos relativos às mudanças no uso e cobertura do solo em paisagens agrícolas, altera profundamente os

ambientes de riacho (Trombulak & Frissel 2000). O resultado é, muitas vezes, uma sequência de pequenos trechos alagados, em geral represados pelo cruzamento dos riachos com estradas, que altera o fluxo de matéria orgânica ao longo das drenagens, interfere no fluxo de indivíduos, altera a estrutura e composição das comunidades de peixes e isola populações (Leitão *et al.* 2018, Brejão *et al.* 2020). Avaliando o efeito do cruzamento de cinco riachos por estradas em uma paisagem agrícola na Amazônia Oriental, Brejão *et al.* (2020) encontraram alterações na composição das comunidades de peixes entre os trechos lóticos (montante e jusante dos alagados) e lânticos, no entanto a diversidade de espécies nos trechos à jusante foi maior do que a encontrada nos trechos alagados e montante, o que indica que os alagamentos limitam a dispersão e a distribuição longitudinal dos peixes nos riachos afetados por esse tipo de impacto. Considerando que esse impacto é um dos principais direcionadores da fragmentação fluvial, é muito importante que ele seja especializado e compreendido em escalas mais amplas.

Em paisagens com características dendríticas (rede fluvial), a distância linear que separa dois trechos de riacho pode ser muito diferente da a distância euclidiana (terrestre, em linha reta) entre eles (Fagan 2002). Para avaliar os impactos da fragmentação fluvial, ou perda de conectividade nesse tipo de paisagem, é muito comum a utilização da teoria dos grafos (Gross *et al.* 2018) para representar a rede hidrográfica e inserir pontos/eventos de interrupção na rede fluvial para que se possam obter índices que permitam avaliar a quebra da conectividade (ver Perkin & Gido 2012, Rincón *et al.* 2017). No entanto os trabalhos que avançam no entendimento da fragmentação e perda de conectividade de redes dendríticas são fortemente focados nos impactos do barramento dos sistemas de riacho pelo cruzamento com estradas, ou pela construção de barragens. No entanto, os efeitos da fragmentação e perda de conectividade da paisagem decorrentes das mudanças no uso e cobertura do solo, tema fortemente estudado nas paisagens terrestres com amplo uso de ferramentas como o *Fragstats* (McGarigal *et al.* 2012) para a fragmentação, e *Conefor* (Saura &

Torné 2009) para a conectividade, ainda é muito incipiente para as paisagens dendríticas.

Após um evento de alteração da paisagem, os impactos aos quais os riachos passam a estar submetidos seguem se acumulando com o passar dos anos, assim como as respostas das comunidades aquáticas (ver Dias *et al.* 2010, Brejão *et al.* 2018, Camana *et al.* 2020). Dessa forma, apenas o uso da paisagem estática, ou o retrato da paisagem no presente, não explica acuradamente as mudanças de estado das comunidades em resposta ao uso do solo (Newbold *et al.* 2015). Devido a suas características intrínsecas, os efeitos cumulativos dos impactos em riachos não são estáticos, e se estendem pelas quatro dimensões dos sistemas lóticos apresentadas por Ward (1989): longitudinal, lateral, vertical e temporal. As respostas das comunidades de peixes a esses impactos não são lineares, uma vez que populações são afetadas negativa ou positivamente em diferentes níveis e em diferentes intervalos de tempo após os eventos de distúrbio (Brejão *et al.* 2018, Camana *et al.* 2020). A integridade do habitat e da biodiversidade de riachos é, portanto, um legado espaço-temporal das mudanças naturais e antrópicas a que estes ambientes estão submetidos.

CONCLUSÃO

Nas últimas décadas, os sistemas de riacho têm sido intensamente estudados através da perspectiva de paisagem, com grande avanço no Brasil. As principais abordagens incluem a avaliação dos efeitos das mudanças do uso do solo sobre os peixes de riacho (Wiens 1989, Ward 1998, Teresa & Casatti 2012, Teresa *et al.* 2015) em múltiplas escalas espaciais (Schlosser 1991, Fausch *et al.* 2002, Townsend *et al.* 2003b, Gerhard *et al.* 2004, Gerhard & Verdade 2016, Leal *et al.* 2016, Roa-Fuentes & Casatti 2017, Leal *et al.*, 2018; Leitão *et al.* 2018, Dala-Corte *et al.* 2020). E, mais recentemente, alguns estudos brasileiros começaram a incluir a escala temporal (Zeni *et al.* 2017, Brejão *et al.* 2018, Camana *et al.* 2020) para compreender melhor como o legado histórico das mudanças da paisagem direciona a diversidade de peixes de riacho observada no presente.

Erős & Campbell-Grant (2015) apontam que enquanto existe uma ênfase crescente na ecologia terrestre em determinar a influência da matriz da

paisagem no entorno das manchas de habitat, as pesquisas sobre este aspecto em ambientes lóticos continuam com pouca representatividade. Nos ambientes terrestres, a variação na composição e configuração da paisagem (matriz e manchas de habitat) interage com os atributos das espécies e afeta a estruturação dos padrões de ocorrência das espécies. Este modelo conceitual pode ser aplicado aos sistemas lóticos, onde o arranjo espacial e a conectividade longitudinal do sistema criam uma rede de matriz e manchas de habitat com características abióticas distintas (Poole 2002, Benda *et al.* 2004) e que, assim como já detectado para peixes de riacho (Dias *et al.* 2010, Prudente *et al.* 2017, Brejão *et al.* 2018), provavelmente são influenciados pela dinâmica temporal da paisagem. No entanto, no Brasil a pergunta central que, ainda, se mantém presente nos estudos que aplicam a ecologia de paisagens à ecologia de peixes de riacho é: “Quais os efeitos das mudanças no uso do solo sobre a comunidade de peixes?”. Essa é uma pergunta justa, mas muito limitada diante do potencial dessa abordagem para compreender mecanismos e processos ecológicos em escalas espaciais e temporais amplas e de forma mais integrada aos sistemas terrestres.

Existem algumas lacunas importantes a serem preenchidas, e que podem ser fortemente favorecidas com o uso da ecologia de paisagens, como por exemplo, (1) entender os efeitos de gradientes naturais de vegetação (*e.g.* Floresta-Campos nativos) sobre os padrões de diversidade e estrutura trófica, (2) modelar a distribuição das espécies considerando atributos funcionais relacionados a habilidade de deslocamento (como tamanho do corpo e área da nadadeira caudal) para a obtenção de um *proxy* da capacidade de dispersão das espécies de peixes de riacho e (3) compreender melhor as dinâmicas de metapopulações e os paradigmas de metacomunidades. Pensando em uma perspectiva de conservação da biodiversidade, preencher algumas dessas lacunas ajudará a fortalecer a relevância do nosso grupo de estudo (peixes de riacho) para a proteção de grupos terrestres, muito bem demonstrado por Leal *et al.* (2020) para riachos amazônicos.

A estrutura da paisagem desempenha um papel dominante como moderadora de padrões de biodiversidade e processos ecológicos (Tscharrntke

et al. 2012). A principal razão para isto pode ser a alta complexidade do mundo real em moldar estes padrões, o que constitui um enorme desafio para a investigação empírica (Tscharrntke *et al.* 2012). A grande vantagem no uso da abordagem da ecologia de paisagens em estudos de riacho está no fato de que podemos, através de informações espaciais, representar essa complexidade do mundo real nos desenhos amostrais. Em outras palavras, para responder perguntas sobre como padrões de biodiversidade e processos ecológicos se relacionam com a heterogeneidade ambiental, estes estudos precisam ser delineados desde o início a partir da leitura da paisagem, essencial para determinar os gradientes, as réplicas espaciais e as predições. Desta forma, a aplicação da ecologia de paisagens em estudos de ecologia de peixes de riacho é uma das grandes fronteiras a serem exploradas atualmente nesse campo da ciência.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Érica Caramaschi, Rozana Mazzoni e Rafael Leitão pela organização deste volume especial. Fernando Becker, Matheus Camana e dois revisores anônimos por suas valiosas contribuições. Lilian Casatti e Anderson Ferreira pela leitura crítica e sugestões. Agradecemos também à *Freshwater Biology* pela permissão para a reprodução das figuras 1 (5061591415973) e 3 (5061591109867). GLB e CGL receberam financiamento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP, processos 2018/11954-9 (GLB) e 2017/25383-0 (CGL).

REFERÊNCIAS

- Allan, J. D., & Castillo, M. M. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Springer Science & Business Media. p. 436.
- Allan, J. D., Erickson, D. L. & Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37, 149–161.
- Bailey, R. G. 2009. Ecosystem Geography: From Ecoregions to sites. 2 ed. New York, NY: Springer New York: p. 253. DOI: 10.1007/978-0-387-89516-1
- Becker, F.G. & Camana, M. 2021. Paisagens fluviais

- e peixes de riachos: uma introdução aos dados, unidades espaciais de análise e classificação. *Oecologia Australis*, *Oecologia Australis*, 25(2), 496–513. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.17
- Benda, L., Poff, N. L. L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., & Pollock, M. 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience*, 54(5), 413–427. DOI: <https://doi.org/fqdw5>
- Bissonnette, J.A. (editor) 1997. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. New York, Springer: p. 410.
- 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), e0233733. DOI: 10.1371/journal.pone.0233733
- Brasil. (2012). Lei No 12.651 de 12 de Maio de 2012.
- Brejão, G. L., Hoeninghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. B. 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., Teresa, F. T. & Gerhard, P. 2020. When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 18(3), e200031. DOI: 10.1590/1982-0224-2020-0031
- 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
- Campbell-Grant, E.H, Lowe, W.H. & Fagan, W.F. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, 10, 165–175. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x
- Casatti, L., Teresa, F. B., Zeni, J. de O., Ribeiro, M. D., Brejão, G. L., & Ceneviva-Bastos, M. 2015. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environmental Management*, 55(6), 1300–1314. DOI: 10.1007/s00267-015-0461-9
- Chorley, R. J. 1969. The Drainage Basin as the Fundamental Geomorphic Unit. In: Chorley R. J. (editor) *Intriduction to Fluvial Processes*. Suffolk, UK. Methuen & Co. Ltd. p. 218.
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima, D., Gubiani, É. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., Souza, F. N., Valente-Neto, F., de Souza, F. L., Salles, F. F., Brejão, G. L., Brito, J. G., Vitule, J. R. S., Simião-Ferreira, J., Dias-Silva, K., Albuquerque, L., Juen, L., Maltchik, L., Casatti, L., Montag, L., Rodrigues, M. E., Callisto, M., Nogueira, M. A. M., dos Santos, M. R., Hamada, N., Pamplin, P. A. Z., Pompeu, P. S., Leitão, R. P., Ruaro, R., Mariano, R., Couceiro, S. R. M., Abilhoa, V., Oliveira, V. C., Shimano, Y., Moretto, Y., Suarez, Y. R., & de O. Roque, F. 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 1365–2664.13657. DOI: 10.1111/1365-2664.13657
- Decker, E., Parker, B., Linke S., Capon, S., Sheldon F. 2020. Singing streams: Describing freshwater soundscapes with the help of acoustic indices. *Ecology and Evolution*, 10, 4979–4989. DOI: 10.1002/ece3.6251.
- Dias, M. S., Magnusson, W. E., & Zuanon, J. 2010. Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in central Amazonia. *Conservation Biology*, 24(1), 278–86. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x
- Dias, M. S., Zuanon, J., Couto, T. B. A. A., Carvalho, M., Carvalho, L. N., Espírito-Santo, H. M. V. V, Frederico, R., Leitão, R. P., Mortati, A. F., Pires, T. H. S. S., Torrente-Vilara, G., Vale, J. do, Anjos, M. B. dos, Mendonça, F. P., & Tedesco, P. A. 2016. Trends in studies of Brazilian stream fish assemblages. *Natureza & Conservação*, 14(2), 106–111. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- Erős, 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
- Fagan, W. F. 2002. Connectivity, fragmentation,

- and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology*, 83(12), 3243–3249. DOI: <https://doi.org/bzzkfw>
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Derby (UK), Chapman & Hall Ltd. e Springer: p. 235. DOI 10.1007/978-94-015-8984-0
- Farina, A. 2009. *Ecology, Cognition and Landscape*. Dordrecht, Springer: p. 169. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3138-9>
- 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. D. 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
- Forman, R. T. T. 1995a. *Land Mosaics*. Cambridge University Press. p. 656. DOI: 10.1017/9781107050327
- Forman, R. T. T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133–142. DOI: 10.1007/BF00133027
- Forman, R. T. T., & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York: Wiley: p. 640.
- 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
- Gergel, S. E., Turner, M. G. 2017. *Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques*. 2a edição. Springer-Verlag New York. p. 347. DOI: 10.1007/978-1-4939-6374-4
- Gerhard P. & Verdade L. M. 2016. Stream fish diversity in an agricultural landscape of southeastern Brazil. In: Gheler-Costa, C., Lyra-Jorge, M. C., Verdade, L. M. Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil. pp. 206–224. Warsaw, Poland: De Gruyter Open.
- Gerhard, P., Moraes, R. & Molander, S. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 71, 321–340. DOI: 10.1007/s10641-004-1260-y
- Gilvear, D., & Bryant, R. 2016. Analysis of remotely sensed data for fluvial geomorphology and river science. In: Kondolf, G. M. & Piégay, H. (Eds.). *Tools in Fluvial Geomorphology*. pp. 103–132. Wiley.
- Gross, J. L., Yellen, J., & Anderson, M. 2018. *Graph Theory and Its Applications*. 3rd. Edition Boca Raton, Florida: CRC Press. p. 591.
- Gutzwiller, K. 2002. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag New York. p. 518.
- 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*, 95(25), 14843–14847. DOI: 10.1073/pnas.95.25.14843
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(1), 1–15. DOI: 10.1080/03680770.1974.11896033
- Iwata, T., Nakano, S., & Inoue, M. 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Applications*, 13(2), 461–473.
- Jensen, J. R. 2009. *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. São José dos Campos, Parêntese: p. 598.
- Kaerer, A.J., Litts T.L. 2010 A Novel Technique for Mapping Habitat in Navigable Streams Using Low-cost Side Scan Sonar. *Fisheries*, 35(4): 163–174.
- Kedron, P, Zhao, Y., Frazier A. E. 2019. Three dimensional (3D) spatial metrics for objects. *Landscape Ecology*, 34:2123–2132. DOI: 10.1007/s10980-019-00861-4
- Leal, C. G., Barlow, J., Gardner, T. A., Hughes, R. M., Leitão, R. P., Mac Nally, R., Kaufmann, P. R., Ferraz, S. F. B., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferreira, J., Thomson, J. R., Lennox, G. D., Dary, E. P., Röpke, C. P., & Pompeu, P. S. 2018. Is environmental legislation conserving tropical

- stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1312–1326. DOI: 10.1111/1365-2664.13028
- Leal, C. G., Lennox, G. D., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A. C., Hughes, R. M., MacNally, R., Aragão, L. E. O. C., de Brito, J. C., Castello, L., Garrett, R. D., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R. P., Louzada, J., Morello, T. F., Moura, N. G., Nessimian, J. L., Oliveira-Junior, J. M. B., Oliveira, V. H. F., de Oliveira, V. C., Parry, L., Pompeu, P. S., Solar, R. R. C., Zuanon, J., & Barlow, J. 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science*, 121(October), 117–121. DOI: 10.1126/science.aba7580
- 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., 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
- Lillesand, T., Kiefer, R. W., & Chipman, J. 2015. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons. p. 736.
- Luke, S. H., Slade, E. M., Gray, C. L., Annammala, K. V., Drewer, J., Williamson, J., Agama, A. L., Ationg, M., Mitchell, S. L., Vairappan, C. S., & Struebig, M. J. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*, 56(1), 85–92. DOI: 10.1111/1365-2664.13280
- Macedo, D. R., Callisto, M., Pompeu, P. dos S., Castro, D. M. P. de, Silva, D. R. O., Carvalho, D. R. de, Santos, G. B., Becker, B., Sanches, B., & Alves, C. B. M. 2019. Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In: Callisto, M., Macedo, D. R., Castro, D. M. P. & Alves, C. B. M. (Eds.). *Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas*. pp. 29–62. Cemig - Companhia Energética de Minas Gerais.
- Malanson, G. P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 296.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. 2012. *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Amherst: University of Massachusetts.
- McGarigal, K., Tagil S., Cushman, S. A. 2009. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24, 433–450. DOI 10.1007/s10980-009-9327-y
- Mertes, L. A. K. 2002. Remote sensing of riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, 799–816
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1–2), 1–9. DOI: 10.1590/S1676-06032001000100006
- Naveh, Z., Lieberman, A. S. 1994. *Landscape Ecology: Theory and Application*. 2a edição. Springer-Verlag, New York. p. 360.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverría-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C. D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S. L., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., MacE, G. M., Scharlemann, J. P. W., & Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. DOI: 10.1038/nature14324
- Newton, A. C., Hill, R. A., Echeverría, C., Golicher, D., Benayas, J. M., Cayuela, L., & Hinsley, S. A. 2009. Remote sensing and the future of landscape Ecology. *Progress in Physical Geography*, 33(4), 528–546. DOI: 10.1177/0309133309346882
- Perkin, J. S., Gido, K. B., Al-Ta’ani, O., & Scoglio, C. 2013. Simulating fish dispersal in stream networks fragmented by multiple road crossings. *Ecological Modelling*, 257, 44–56. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.02.021
- Philips, J. D. 2007. The perfect landscape. *Geomorphology* 84, 159–169.

- Piégay, H., Arnaud, F., Belletti, B., Bertrand, M., Bizzi, S., Carbonneau, P., Dufour, S., Liébault, F., Ruiz-Villanueva, V., & Slater, L. 2020. Remotely sensed rivers in the Anthropocene: state of the art and prospects. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(1), 157–188. DOI: 10.1002/esp.4787
- Poole, G. C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47(4), 641–660. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00922.x
- Prudente, B. S., Pompeu, P. S., Juen, L., & Montag, L. F. A. 2017. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. *Freshwater Biology*, 62(2), 303–316. DOI: 10.1111/fwb.12868
- Rincón, G., Solana-Gutiérrez, J., Alonso, C., Saura, S., & García de Jalón, D. 2017. Longitudinal connectivity loss in a riverine network: accounting for the likelihood of upstream and downstream movement across dams. *Aquatic Sciences*, 79(3), 573–585. DOI: 10.1007/s00027-017-0518-3
- Roa-Fuentes, C. A., & Casatti, L. 2017. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1), 273–287. DOI: 10.1080/02705060.2017.1287129
- Saura, S., & Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24(1), 135–139. DOI: 10.1016/j.envsoft.2008.05.005
- Schlosser, J. 1991. Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience*, 41(10), 704–712.
- Teresa, Fabrício B., & Casatti, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 433–442. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x
- Teresa, Fabrício Barreto, Casatti, L., & Cianciaruso, M. V. 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology*, 13(2), 361–370. DOI: 10.1590/1982-0224-20130229
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., Delong, M. D. 2008. *The riverine ecosystem synthesis*. Academic Press, London. p. 208.
- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., & Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371(6492), 65–66. DOI: 10.1038/371065a0
- Torgersen, C. E., Faux, R. N., McIntosh, B. A., Poage, N. J., Norton, D. J. 2001. Airborne thermal remote sensing for water temperature assessment in rivers and streams. *Remote Sensing of Environment*, 76(3), 386–398. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00186-9.
- Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. A. 2003a. *Essentials of Ecology*. 2nd ed. Oxford, UK: Blackwell Science: p. 530.
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K., & Ar Buckley, C. 2003b. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: Description and prediction. *Freshwater Biology*, 48(5), 768–785. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01043.x
- Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14(1), 18–30. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Battáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. H., & Westphal, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661–685. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x
- Turner, M. G., & Gardner, R. H. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York, NY: Springer New York. p. 482. DOI: 10.1007/978-1-4939-2794-4
- Vannote, R. L. R. L., Minshall, G. W. W., Cummins, K. W. K. W., Sedell, J. R. J. R., & Cushing, C. E. C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. DOI: 10.1139/f80-017
- Ward, J. 1989. *The Four-Dimensional Nature*

- of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2–8.
- Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83(3), 269–278. DOI: 10.1016/S0006-3207(97)00083-9
- Wear, D., Turner, M., & Naiman, R. 1998. Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. *Ecological Applications*, 8, 619–630.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385–397.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47(4), 501–515.
- Wiens, J. A., Moss, M. R., Turner, M. G., Mladenoff, D. 2007. *Foundation Papers in Landscape Ecology*. Columbia University Press, New York. p. 608.
- Zeni, J. O., Hoeninghaus, 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, 1238–1252. DOI: 10.1002/aqc.3128

Submitted: 6 August 2020

Accepted: 3 May 2021

Associate Editors: Rafael Leitão

Érica Pellegrini Caramaschi

e Rosana Mazzoni

APÊNDICE

Termos e definições usuais em ecologia de paisagens (adaptado de Forman 1995b, Metzger 2001, Fagan 2002 e Turner & Gardner 2015).

Common terms and definitions in landscape ecology (adapted from Forman 1995b, Metzger 2001 and Turner & Gardner 2015).

Região	Uma grande área geográfica dominada por um tipo macroclimático, composto por mais de um tipo de paisagem (em escala humana). As regiões têm, entre si, um padrão de tipos de paisagens grosseiramente distintas.
Paisagem	Uma área que é espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse, do ponto de vista de um observador.
Mosaico	Composição de elementos espaciais; paisagem que contém um arranjo espacial de manchas, corredores e matriz.
Composição	O que e quanto está presente de cada habitat ou cobertura em uma paisagem.
Configuração	Arranjo específico de elementos espaciais; sinônimo de estrutura de manchas.
Estrutura	Soma da composição e da configuração da paisagem. Da composição e configuração pode-se descrever métricas na escala de paisagem (diversidade, fragmentação, interspersão etc.)
Conectividade	Continuidade espacial de um habitat ou cobertura em uma paisagem. Grosso modo, é o oposto de fragmentação.
Heterogeneidade	Qualidade ou estado de conter elementos dissimilares, como habitat ou coberturas diversas em uma paisagem. A ocorrência de dois elementos dissimilares e vizinhos pode ter alto contraste (transição abrupta) ou se manifestar em um gradiente.
Corredor	Uma mancha de habitat ou cobertura do solo que possui forma alongada; difere das áreas adjacentes em ambos os lados.
Tipo de cobertura	Categoria em um esquema de classificação definida pelo usuário que distingue entre diferentes habitat, ecossistemas ou tipos de vegetação em uma paisagem.
Fragmentação	Processo de quebra de habitat ou cobertura em partes menores e desconectadas. Em geral o processo está associado ao processo de perda de habitat, mas não é um termo equivalente.
Fragmentação fluvial	É o processo de quebra da continuidade do habitat fluvial, que pode acontecer na presença de represamentos, cruzamentos de estradas com riachos, secas severas, ou mudanças drásticas na qualidade da água (<i>e.g.</i> através de uma fonte de poluentes).
Borda	Porção de um ecossistema ou tipo de cobertura próxima de seu perímetro, cujas condições ambientais podem diferir do interior dessa cobertura ou ecossistema.
Mancha	Área superficial que difere dos arredores em natureza ou aparência. Informações sobre as manchas podem ser obtidas para descrever a estrutura da mancha (área, perímetro, complexidade, forma etc.)
Fragmento	Mancha de habitat ou cobertura da classe de matriz original, após processo de perda e fragmentação da paisagem.
Matriz	O “pano de fundo” de uma paisagem, caracterizado por cobertura extensa, altamente conectada. Nem todas as paisagens tem uma matriz definida.

Apêndice. Continua na próxima página...
Appendix. Continues on next page...

Apendice. ...continuação**Appendix.** ...continued

Elemento	Cada mancha, corredor ou área da matriz presente na paisagem. O elemento pode ser uma mancha, corredor ou parte de uma área da matriz. A soma das áreas dos elementos da paisagem é sua extensão.
Unidade	Cada tipo de componente, habitat ou classe de cobertura do solo. Uma unidade de paisagem pode estar representada por vários elementos de determinado habitat, na forma de mancha, corredor e/ou área da matriz. A lista de unidades da paisagem é sua composição.
Escala	Dimensão temporal ou espacial de um objeto ou processo, caracterizada tanto pelo grão como pela extensão.
Grão	O menor nível de resolução espacial dentro de um determinado conjunto de dados de uma paisagem.
Resolução	Precisão da medida do grão; tamanho do grão. Em geral a resolução é expressa em unidade de espaço ou tempo.
Extensão	Tamanho total da paisagem, tempo total em consideração; pode ser relativo à área ou tempo de um estudo.
