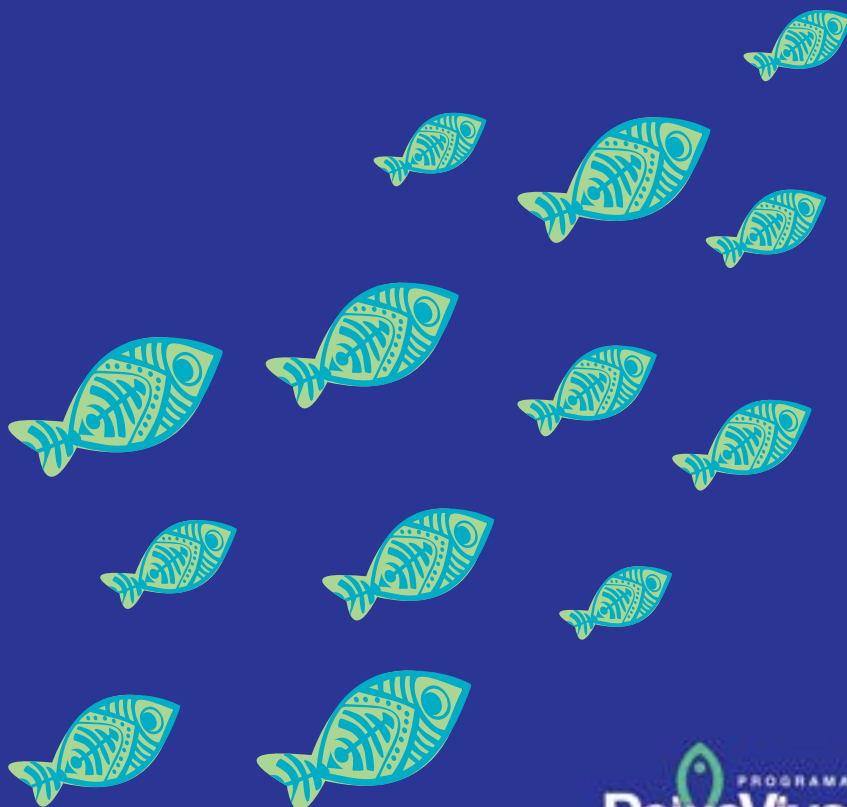
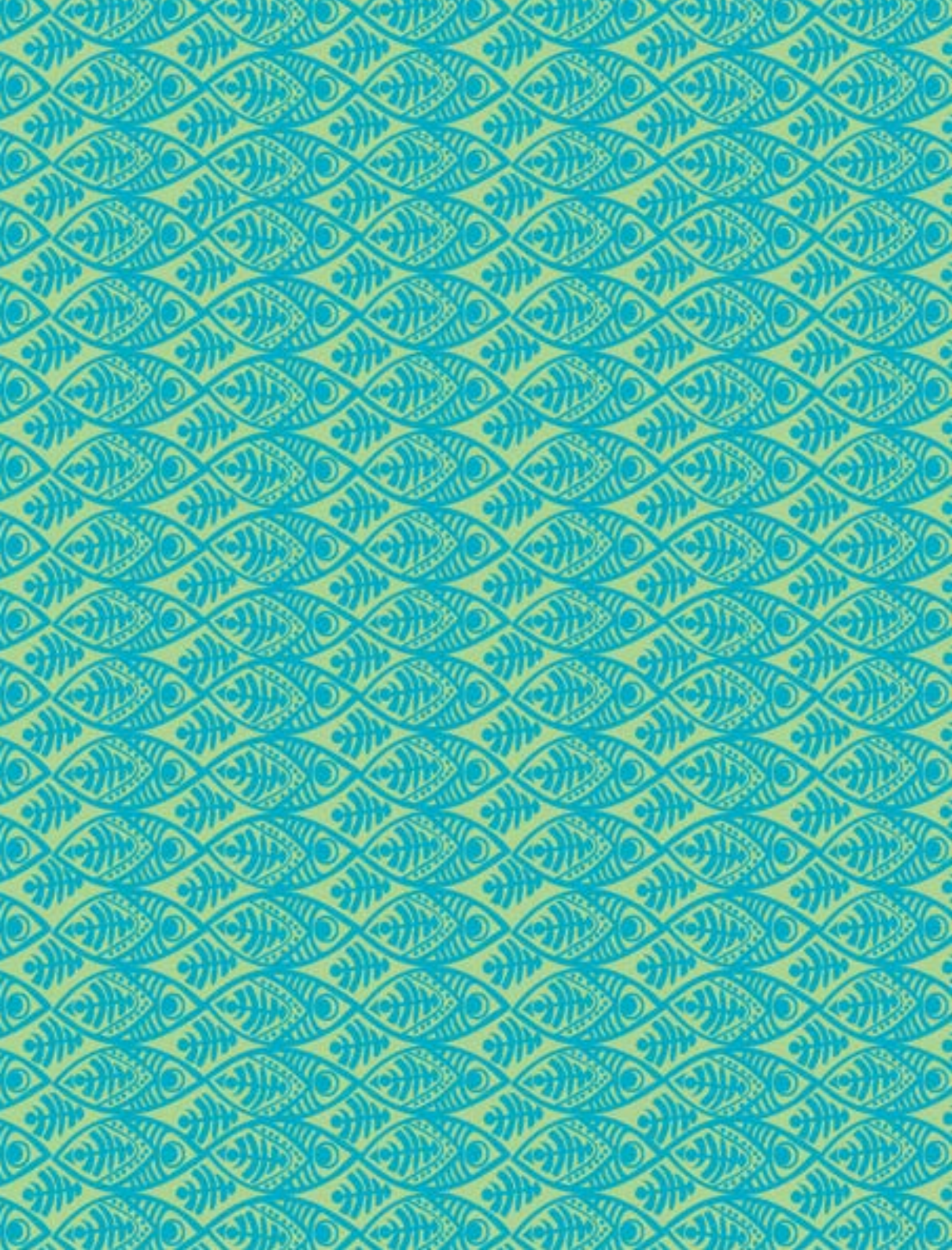


SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS





COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS – CEMIG

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Organizadores:

Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo,
Diego Marcel Parreira de Castro e Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

BELO HORIZONTE

CEMIG

2019

ISBN 978-85-87929-83-9

Copyright: Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig

Presidência: Cledorvino Belini

Superintendência de Gestão Ambiental da Cemig:

Enio Marcus Brandão Fonseca

Gerência de Ações e Programas Ambientais e Apoio a Operação:

Rafael Augusto Fiorine

Organizadores:

Marcos Callisto

Diego Rodrigues Macedo

Diego Marcel Parreira de Castro

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Coordenação de Edição:

Miriam A. Castro

Daniella Delbem de Amorim

Raquel de Paula

Endereço:

Cemig – Companhia Energética de Minas Gerais

Superintendência de Gestão Ambiental da Geração e Transmissão

Av. Barbacena, 1.200 – 13º A1

30.190-131 Belo Horizonte (Minas Gerais) / Brasil

Ficha Catalográfica

Companhia Energética de Minas Gerais.

Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas / Organizadores: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro e Carlos Bernardo Mascarenhas Alves - Belo Horizonte: Cemig, 2019. 212p.; 16x23cm. (Série Peixe Vivo, 7)

ISBN 978-85-87929-83-9

DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas

1. Introdução aos Conceitos para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas,
2. Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas,
3. Abordagens Ecológicas,
4. Índices Multimétricos para Avaliação de Integridade Biótica

CDU: 570:574

LISTA DE AUTORES

Bárbara Becker

Licenciada em Ciências Biológicas (2009) pela Universidade Federal de Minas Gerais, mestre em Zoologia de Vertebrados (2013) e pós-graduada em Gerenciamento de Projetos (2017) pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Pesquisadora colaboradora no Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados da PUC Minas.

barbara_becker@ymail.com

Bárbara de Oliveira Sanches Galhardo

Graduada em Ciências Biológicas (2008) e mestre em Zoologia de Vertebrados (2011) e pós-graduada em Gerenciamento de Projetos (2017) pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Pesquisadora colaboradora do Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados da PUC Minas.

barbara.osanches@gmail.com

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Graduado em Ciências Biológicas (1989), mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (1995) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do Projeto Manuelzão (UFMG) desde 1999, coordenando as atividades de Biomonitoramento na bacia do Rio das Velhas. Consultor da Bio-Ambiental Consultoria Ltda. desde 1996.

cbmalves@ufmg.br

Débora Reis de Carvalho

Graduada em Ciências Biológicas (2012), mestre (2014) e doutoranda no Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras.

deboracarvalhobio@yahoo.com.br

Déborah Regina Oliveira Silva

Licenciada em Ciências Biológicas (2009), mestre (2012) e doutora (2017) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

deborah.ufmg@gmail.com

Diego Marcel Parreira de Castro

Bacharel em Ciências Biológicas (2008) pela Universidade Federal de Lavras, mestre (2012) e doutor (2017) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

diegobioufla@gmail.com

Diego Rodrigues Macedo

Bacharel (2005) e mestre em Geografia (2009), doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (2013) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Professor do Departamento de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais desde 2016.

diegorm@ufmg.br

Gilmar Bastos Santos

Graduado em Ciências Biológicas (1978) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Mestre (1986) e doutor em Ecologia e Recursos Naturais (1999) pela Universidade Federal de São Carlos. Professor Adjunto III do Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais desde 2001.

gilmarsantos4@hotmail.com

Juliana Silva França

Licenciada em Ciências Biológicas (2002) pela Universidade Federal de Minas Gerais e doutora (2019) em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

jsfranca@yahoo.com.br

Kele Rocha Firmiano

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (2011), mestre (2014) e doutora (2018) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

kelerocha@gmail.com

Marcos Callisto

Graduado em Ciências Biológicas (1992), mestre em Ecologia (1994), doutor em Ciências (1996) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Professor de Ecologia na UFMG desde 1997, coordenador da equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos. callistom@ufmg.br, site: <http://lebufmg.wixsite.com/bentos>

Marden Seabra Linares

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Alagoas (2010), mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe (2012) e doutor em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais (2017). mslx@hotmail.com

Paulo dos Santos Pompeu

Graduado em Ciências Biológicas (1995), mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (1997), doutor em Hidráulica e Recursos Hídricos (2005) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Professor do Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras desde 2005, coordenador da equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA. pompeups@gmail.com

ÍNDICE

PREFÁCIO CEMIG 10

PREFÁCIO 12

APRESENTAÇÃO 14

CAPÍTULO 1 17

INTRODUÇÃO AOS CONCEITOS PARA CONSERVAÇÃO
E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 2 29

ESCALAS ESPACIAIS E COMUNIDADES AQUÁTICAS

CAPÍTULO 3 63

ABORDAGENS ECOLÓGICAS

CAPÍTULO 4 131

ÍNDICES MULTIMÉTRICOS PARA AVALIAÇÃO
DE INTEGRIDADE BIÓTICA

ANEXOS 159

ANEXOS 2 179



PREFÁCIO CEMIG

A principal motivação da Cemig em 2007, quando ela criou o Programa Peixe Vivo, foi promover uma robusta atuação focada na conservação das espécies de peixes nativas nas bacias onde a empresa possuísse usinas, estabelecendo procedimentos operacionais destinados a minimizar o impacto da convivência dos peixes com as usinas. Para dar andamento a esse Programa a empresa envolveu diversos segmentos da comunidade que pudessem contribuir e se beneficiar das ações realizadas em parceria.

A primeira iniciativa do Programa Peixe Vivo foi realizar em 2007 oficinas integradas com ONGs, pesquisadores, pescadores, órgãos ambientais e diversos segmentos da comunidade de Três Marias, além de um workshop com profissionais da Cemig em todo o estado de Minas Gerais e consultas com especialistas nacionais e internacionais. O propósito foi construir junto com os parceiros as diretrizes e ações mais importantes para a melhoria e proteção da ictiofauna nativa no estado, além de definir estratégias para evitar e prevenir a morte de peixes em usinas hidrelétricas.

Uma dessas iniciativas foi desenvolver projetos relacionados à mitigação, conservação e restauração de habitats e proteção de espécies de interesse para a melhoria da ictiofauna. Para atender essa demanda foi estabelecida uma parceria entre a Cemig e quatro instituições de Minas Gerais: Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal de Lavras (UFLA), Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-Minas) e o Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG). O projeto contou também com a colaboração de pesquisadores internacionais da Oregon State University (OSU) e da United States Environmental Protection Agency (USEPA). Dessa parceria proveio o primeiro estudo sobre Índice de Integridade Biótica financiado pela Cemig, pelo qual foi possível analisar as condições ecológicas de bacias hidrográficas sob influência de quatro reservatórios da companhia.

Desde esse primeiro projeto transcorreram 10 anos de parcerias e investimentos com uma nova abordagem de avaliação da qualidade ambiental em

empreendimentos da Cemig. Dessa parceria resultou um livro da Série Peixe Vivo, diversos artigos, apresentações em congressos e formação de pessoal através de doutorados, mestrados e iniciação científica.

Fundamentada a base científica, era necessário vencer uma nova barreira e levar da academia para as agências públicas e órgãos regulamentadores e público interessado, as novas propostas de monitoramento da ictiofauna. Para transformar a metodologia de avaliação da integridade biótica como ferramenta de uso público era necessária a padronização de métodos e conceitos, objetivo central da publicação deste livro “Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas”.

Propagar a abordagem do biomonitoramento como uma estratégia de gestão de ecossistemas aquáticos será um desafio, mas a Cemig acredita que o fomento a publicações estratégicas como este livro possibilitará uma base para essas discussões, alcançando uma transformação e melhoria das políticas públicas afetas.

Enio Marcus Brandão Fonseca
Superintendente de Gestão Ambiental da Cemig

Rafael Augusto Fiorine
Gerente de Ações e Programas Ambientais e Apoio a Operação

Míriam Aparecida de Castro
Analista Ambiental do Programa Peixe Vivo

PREFÁCIO

As últimas décadas têm testemunhado o rápido avanço das atividades do Homem sobre os ecossistemas aquáticos neotropicais, comprometendo a biodiversidade, o capital natural e o legado que estes representariam para as gerações futuras. Entre essas atividades destacam-se aquelas com efeito direto sobre os cursos d'água e sua biota, como degradação ou eliminação de habitats, alterações no regime hidrológico, poluição e espécies não nativas, tidas como as maiores ameaças que pairam sobre a biodiversidade. Isso é agravado pelo fomento oficial para práticas produtivas insustentáveis, com apoio de uma legislação que tem sido alterada e ajustada aos interesses dessas práticas, tornando-se ambientalmente perversa. Esses impactos afetam diferentes níveis de organização ecológica, com reflexos nos bens e serviços ecossistêmicos.

Embora, nesse século, a taxa com que essas mudanças vêm se processando tenha se elevado de forma extraordinária, na maioria das vezes elas não são percebidas com clareza, em curto prazo, especialmente pelo cidadão comum. Isso leva a população a negligenciar esses problemas e os interessados no “lucro a qualquer custo”, a negá-los. Na ausência de óbice e apoiado pelo senso comum, no Brasil o tema não induz pautas políticas suficientemente consistentes para regular as ambições da produção não sustentável. Por outro lado, pela carência de monitoramento ou pela precariedade das ferramentas usadas com esse fim, os gestores falham em entender e quantificar o processo de degradação e, conseqüentemente, fracassam no delineamento de medidas de mitigação. De fato, muitas vezes, essas medidas não são efetivas e promovem mais impactos do que os mitigam.

O monitoramento, entendido como o levantamento do grau de variabilidade de fatores físicos, químicos ou biológicos em relação a um padrão conhecido ou esperado, se bem conduzido, é a estratégia mais apropriada para identificar usos incorretos dos recursos, entender os processos neles envolvidos e racionalizar medidas de prevenção ou corretivas. Nesse sentido, é fundamental que se conte com ferramentas metodológicas fortemente respaldadas na Ciência, cuja eficiência tenha reconhecimento e ampla aceitação pelos gestores e seja de fácil comunicação para a

sociedade. No Brasil, um importante passo nesse sentido foi dado com a publicação da obra “Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos”, em 2014. Naquele livro, os problemas e desafios do monitoramento foram contextualizados, e protocolos metodológicos, tanto para avaliação das condições ambientais de referência, como para o próprio monitoramento, foram testados, discutidos e recomendados. Foi o resultado de mais de uma década de pesquisas nas principais bacias hidrográficas em Minas Gerais, em uma parceria bem-sucedida entre uma companhia hidrelétrica comprometida com a questão da sustentabilidade de seus empreendimentos, e universidades mineiras e do exterior, que atuaram com competência na proposição de novas técnicas e ferramentas de monitoramento e no aprimoramento daquelas já existente.

Mesmo sendo suficiente em si mesma, a presente obra (Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas) representa um complemento bastante oportuno da publicação anterior, no qual fundamentos e conceitos de conservação e manejo são tratados de forma clara e objetiva, compondo um conjunto extremamente útil para uma introdução no tema. Seu conteúdo é resultante de uma ampla compilação da literatura, que foi testado durante mais de 10 anos em condições de campo, apresentados, discutidos e defendidos em diversos trabalhos de graduação e pós-graduação, além de serem avaliados no processo de publicação de dezenas de artigos científicos. Nele são tratados os desafios da escolha de escala no delineamento das avaliações, estudos e monitoramento, revisadas as formas de abordagem ecológica e os conceitos a serem nela considerados, além de ampla e útil revisão sobre índices multimétricos.

A publicação dessa obra, além de suprir uma importante lacuna no conhecimento sobre o tema em nosso país, demonstra a importância das parcerias realizadas entre a Cemig e a academia, tanto na formação de recursos humanos, como no provimento de subsídios aos gestores públicos e privados ligados ao monitoramento e à conservação dos recursos de ecossistemas aquáticos continentais.

*Angelo Antonio Agostinho
Maringá, 23 de maio de 2019*

APRESENTAÇÃO

O Estado de Minas Gerais tem papel de vanguarda nas questões ambientais desde a criação e gestão de comitês de bacia, ancorados pela Lei Federal 9.433/97 e Lei Estadual 13.199/99, elaboração de Planos de Recursos Hídricos em importantes bacias hidrográficas e previsão legal de utilização de abordagens inovadoras e efetivas de avaliação de qualidade ambiental utilizando condições de referência e bioindicadores de qualidade de água (Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 001/2008). No entanto, o que tem sido realizado no monitoramento ambiental das águas no Estado ainda é restrito a mensurações de parâmetros físicos e químicos de qualidade de água, cálculos de índices de qualidade de água (p. ex., IQA) e testes ecotoxicológicos em laboratório realizados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM. Em relação aos estudos de licenciamento ambiental, os levantamentos de bioindicadores são realizados sem metodologia padronizada, o que não permite comparações espaciais e sazonais da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Acreditamos que Minas Gerais poderá dar um passo significativo na modernidade de condutas ambientais adotando a abordagem de Índices de Integridade Biótica (IBI) em estudos de licenciamento ambiental, monitoramento de qualidade e biomonitoramento. Futuramente, a Agência Nacional de Águas poderá também utilizar a abordagem IBI no sentido de diagnosticar e monitorar a qualidade ecológica de bacias hidrográficas, possibilitando a gestão ambiental sustentável de recursos hídricos no Brasil.

Este livro resume as bases conceituais em Ecologia que foram utilizadas durante 10 anos em projetos financiados pela CEMIG (Programa Peixe Vivo e CEMIG/FAPEMIG APQ-01961-15) e ANEEL-CEMIG (P&D GT-487 da UFMG, P&D GT-477 da PUC-Minas, GT-550 e CRA 3147 CEMIG/FAPEMIG da UFLA). Em um curso de capacitação tivemos oportunidade de discutir detalhadamente a abordagem IBI com técnicos e gestores ambientais da FEAM, IGAM, Fundação Renova, que juntamente com pós-graduandos nas áreas de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais evidenciaram a aplicabilidade e exequibilidade desta abordagem. Esperamos que

este livro subsidie futuros gestores, técnicos e licenciadores a adotar as metodologias originalmente propostas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA), traduzidas e adaptadas à realidade ambiental do Cerrado mineiro.

Os capítulos a seguir foram redigidos a vários pares de mãos, iniciados durante as teses de doutorado de Déborah Regina Oliveira Silva, Diego Marcel Parreira de Castro, Juliana Silva França, Kele Rocha Firmiano e Marden Seabra Linares no Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre no ICB-UFMG, com também participação dos Professores Diego Rodrigues Macedo, Gilmar Bastos Santos e Paulo dos Santos Pompeu, e dos biólogos Bárbara Becker, Bárbara de Oliveira Sanches Galhardo, Débora Reis de Carvalho e Carlos Bernardo Mascarenhas Alves.

Nosso objetivo com este livro é alcançar estudantes de graduação e pós-graduação em Ecologia, Ciências Ambientais e áreas correlatas, técnicos de meio ambiente em empresas, órgãos ambientais, institutos de pesquisa, secretarias estaduais e municipais de meio ambiente e interessados em conservação e manejo de recursos hídricos em bacias hidrográficas. Esperamos que as bases conceituais aqui apresentadas possam ser úteis para a conservação de biodiversidade e tomadas de decisões que efetivamente contribuam para um futuro melhor, onde os múltiplos usos da água sejam conciliados satisfatoriamente com as exigências legais vigentes. Boa leitura.

Belo Horizonte, 05 de junho de 2019.

Marcos Callisto

Diego Rodrigues Macedo

Diego Marcel Parreira de Castro

Carlos Bernardo Mascarenhas Alves

Organizadores

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO AOS CONCEITOS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

MARCOS CALLISTO, DIEGO R. MACEDO, DIEGO M.P.
CASTRO & CARLOS BERNARDO M. ALVES

Callisto M., Macedo D.R., Castro D.M.P. & Alves C.B.M. (2019). Introdução aos conceitos para conservação e manejo de bacias hidrográficas. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves (orgs.) Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 17-28 (Série Peixe Vivo, 7). DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas-1

1 – INTRODUÇÃO AOS CONCEITOS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Embora ocupem pequeno percentual da superfície do planeta Terra, os ecossistemas aquáticos continentais são responsáveis por abrigar elevada diversidade de espécies, muitas dessas endêmicas e sensíveis a alterações ecológicas e ambientais (Revenga *et al.* 2005, Strayer & Dudgeon 2010). Além disso, ecossistemas aquáticos são essenciais para o estabelecimento de populações humanas, uma vez que fornecem água para uso doméstico, industrial e agropecuário, geração de energia, navegação e lazer (Malmqvist & Rundle 2002, Revenga *et al.* 2005). A demanda por água potável, a necessidade de saneamento e o controle de cheias requerem esforços em pesquisa, política e desenvolvimento de alternativas para o uso humano sustentável em conjunto com a proteção de ecossistemas aquáticos (Larsen *et al.* 2016).

Atividades humanas podem impactar diretamente os ecossistemas aquáticos em maior intensidade do que os terrestres, afetando os fluxos de matéria e energia (Karr 1998). O acelerado crescimento de populações humanas com aumento de demandas por água e a sobre-exploração de recursos naturais têm resultado na degradação de ecossistemas aquáticos, muitas vezes irreversível (Naiman & Turner 2000, Abell *et al.* 2008). Esses ecossistemas têm perdido uma grande proporção de seus habitats e espécies, e os biomas tropicais estão à frente nesse processo (Laurance & Peres 2006). Neste sentido, os cursos d'água urbanos sofrem influências diretas de atividades humanas, incluindo lançamentos de esgotos, destruição e degradação de habitats, introdução de espécies exóticas e regulação do fluxo fluvial (Dudgeon *et al.* 2006). Essas mudanças geralmente levam à simplificação de habitats e reduzem a diversidade de espécies nas comunidades aquáticas, prejudicando a integridade biótica e a sustentabilidade de processos ecológicos nesses ecossistemas (Cardinale *et al.* 2012).

Os riachos tropicais estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Dudgeon *et al.* 2006), com taxa de extinção de espécies superior aos ambientes terrestres (Sala *et al.* 2000). Porém, este ritmo de degradação e perda ecológica excede o ritmo das pesquisas científicas voltadas para o entendimento de respostas

de comunidades de organismos (p. ex. peixes e macroinvertebrados bentônicos) às mudanças de qualidade ambiental em bacias hidrográficas (Ramirez *et al.* 2008). No Brasil, todos esses problemas têm afetado a qualidade ecológica dos corpos d'água, especialmente aqueles próximos a centros urbanos e áreas sob intenso desenvolvimento industrial (Pompeu *et al.* 2005, Tejerina-Garro *et al.* 2006, Hepp *et al.* 2010; Figura 1). Para uma avaliação efetiva dos impactos decorrentes de pressão de atividades antrópicas, é necessário o desenvolvimento de ferramentas de avaliação de condições ecológicas em ecossistemas aquáticos (Balderas *et al.* 2016). Essas avaliações fornecem subsídios para implementação de políticas de manejo cujo foco seja a conservação da integridade e dos serviços oferecidos por esses ecossistemas (Revenge *et al.* 2005).



FIGURA 1 – Exemplos de atividades humanas que exercem pressões e acarretam alterações em ecossistemas aquáticos continentais: (A) pasto; (B) represamento de rios; (C) urbanização; (D) agricultura; (E) lançamento de esgotos domésticos sem tratamento.

As alterações na cobertura do solo nas bacias hidrográficas, com a substituição da cobertura natural por usos antrópicos (p. ex. agricultura, pastagem, urbanização), influenciam o fluxo de energia, os habitats físicos nos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, as comunidades aquáticas (Allan 2004, di Lascio *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2014). A agricultura e a urbanização pressionam a redução da cobertura vegetal nativa, incluindo a vegetação na zona ripária, afetando e degradando os ecossistemas aquáticos (Dudgeon *et al.* 2006). As mudanças resultantes nos habitats fluviais incluem aumento nas taxas de sedimentação, mudanças no regime hidrológico, aumento da temperatura da água e das concentrações de nutrientes, o que, em sinergia, afeta a biodiversidade aquática (Bryce *et al.* 2010, Hughes *et al.* 2010, Woodward *et al.* 2012) e o funcionamento de ecossistemas (De Laender *et al.* 2016). Em riachos neotropicais, em particular, há necessidade urgente de quantificar e entender como as comunidades aquáticas respondem às mudanças nos usos da terra para orientar os esforços de conservação e o gerenciamento de recursos naturais.

O Cerrado é considerado um *hotspot* de biodiversidade no mundo, em função de seu elevado endemismo de espécies e risco à extinção devido a atividades humanas (Myers *et al.* 2000). Nesse bioma, é preocupante o número reduzido de estudos de avaliação de integridade biótica, tendo em vista o seu acelerado processo de degradação (Hunke *et al.* 2015). Números recentes mostram que as taxas de desflorestamento no Cerrado, de 2002 a 2011, foram 2,5 vezes superiores àquelas observadas no bioma Amazônia (Strassburg *et al.* 2017), enquanto os esforços para sua conservação são ainda limitados, pois apenas 8,21% de sua área encontram-se sob proteção legal, sendo que, destes, apenas 2,85% são unidades de conservação de proteção integral (MMA 2018).

Mais da metade dos 2 milhões de km² da área original do bioma Cerrado foram transformados para usos antrópicos nas últimas décadas (Klink & Machado 2005). Das principais atividades, o agronegócio é o que mais movimenta o setor econômico no Cerrado através de pastagens e plantações de cana-de-açúcar, soja, milho, café, feijão, entre outros (Hunke *et al.* 2015). Como consequência dessa superexploração do Cerrado, observam-se a perda de cobertura vegetal nativa

(savanas, florestas, campos, veredas), fragmentação de habitat, invasão de espécies exóticas, perda da biodiversidade, erosão do solo, poluição de ecossistemas aquáticos por agrotóxicos, alterações no regime natural de fogo e mudanças climáticas regionais (Klink & Machado 2005, Strassburg *et al.* 2017, Figura 2).



FIGURA 2 – Exemplos de riachos no Cerrado alterados por atividades humanas: (A) fragmentação e instalação de cercas; (B) canalização; (C) remoção de vegetação ripária; (D) poluição e descarte de lixo.

Do ponto de vista hidrológico, o Cerrado desempenha um papel fundamental na dinâmica de recursos hídricos. De acordo com Lima & Silva (2005), esse bioma é responsável por abrigar as cabeceiras de 10 regiões hidrográficas de importantes rios brasileiros: Tocantins (65%), São Francisco (57%), Paraguai (50%), Paraná (49%), Parnaíba (46%), Atlântico Nordeste (46%), Atlântico Leste (8%), Amazônia (4%), Atlântico Sudeste (1%) e Nordeste Oriental (<1%). Essas bacias fornecem

água para suprir demandas da indústria, agricultura, navegação, turismo, geração de energia hidrelétrica e consumo humano. Além disso, o Cerrado também possui um grande número de nascentes e riachos de pequeno porte, o que faz desse bioma “o berço das águas”, exercendo, portanto, importante papel na manutenção e conservação das comunidades aquáticas (Oliveira *et al.* 2014). Além disso, abaixo de seu solo estende-se grande parte do aquífero Guarani, a segunda maior reserva de água doce subterrânea do mundo (Araújo *et al.* 1999).

Apesar da importância do bioma Cerrado para a conservação dos ecossistemas aquáticos, a constante pressão por atividades humanas tem resultado em mudanças na composição da biota e na estrutura de habitats aquáticos (Macedo *et al.* 2014, Ferreira *et al.* 2017). O grande potencial hídrico do Cerrado propiciou a construção de empreendimentos hidrelétricos que trouxeram impactos diretos a partir de sua implementação (p. ex. realocação de pessoas, deterioração de qualidade da água, regularização de pulsos de inundação, perda de patrimônio genético, desestruturação de comunidades de organismos aquáticos, alterações climáticas) e efeitos indiretos como, por exemplo, adensamento populacional, expansão de atividades agropecuárias, entre outros (Von Sperling 2012). O uso para geração de energia é ponto crítico em relação aos usos da água no Cerrado pois, enquanto cerca de 16% da matriz energética mundial é hidrelétrica, no Brasil este percentual é de cerca de 70% (Von Sperling 2012, ANEEL 2018), e isso ressalta a importância do estudo e conservação de bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos.

Neste livro, apresentamos as bases conceituais de estudos ecológicos sobre integridade de qualidade ambiental ao longo de 10 anos de parceria com a Cemig. Nossas equipes de pesquisa trabalharam nas bacias dos empreendimentos hidrelétricos de Nova Ponte, Três Marias, Volta Grande, São Simão e Pandeiros (Figura 3). As bases ecológicas foram utilizadas em nossas pesquisas e, acreditamos, serão essenciais para o desenvolvimento de ferramentas de gestão de recursos hídricos. É nossa pretensão acadêmica que a abordagem Índice de Integridade Biótica (IBI no inglês) possa ser colocada em prática pelos órgãos ambientais do estado de Minas Gerais e federais, como a Agência Nacional de Águas.



FIGURA 3 – Localização das bacias dos empreendimentos hidrelétricos estudados ao longo de 10 anos de parceria entre as universidades e a Cemig.

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.

ANEEL 2018. *Agência Nacional de Energia Elétrica. BIG - Banco de Informações de Geração. Ministério de Minas e Energia*. Brasília, DF.

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.

Araújo, L.M., França, A.B. & Potter, P.E. 1999. Hydrogeology of the Mercosul aquifer system in the Paraná and Chaco-Paraná basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget aquifer system, USA. *Hydrogeology Journal* 7(3): 317–336.

Balderas, E.C.S., Grac, C., Berti-Equille, L. & Armienta Hernandez, M.A. 2016. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. *Ecological Indicators* 61: 558–567.

Bryce, S.A., Lomnický, G.A. & Kaufmann, P.R. 2010. Protecting sediment-sensitive aquatic species in mountain streams through the application of biologically based streambed sediment criteria. *Journal of the North American Benthological Society* 29(2): 657–672.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. 2012.

Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81(2): 163–182.

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Biasi, C. & Restello, R.M. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* 27(1): 106–113.

Hughes, R.M., Herlihy, A.T. & Kaufmann, P.R. 2010. An evaluation of qualitative indexes of physical habitat applied to agricultural streams in ten U.S. States. *Journal of the American Water Resources Association* 46(4): 792–806.

Hunke, P., Mueller, E.N., Schröder, B. & Zeilhofer, P. 2015. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology* 8(6): 1154–1180.

Karr, J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R. & Bilby, R. (eds.). *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer-Verlag, 502–528.

Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19(3): 707–713.

De Laender, F., Rohr, J.R., Ashauer, R., Baird, D.J., Berger, U., Eisenhauer, N., Grimm, V., Hommen, U., Maltby, L., Meliàn, C.J., Pomati, F., Roessink, I., Radchuk, V. & Van den Brink, P.J. 2016. Reintroducing environmental change

drivers in biodiversity–ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution* 31(12): 905–915.

Larsen, T.A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B. & Maurer, M. 2016. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science* 352(6288): 928–933.

Di Lascio, A., Rossi, L., Carlino, P., Calizza, E., Rossi, D. & Costantini, M.L. 2013. Stable isotope variation in macroinvertebrates indicates anthropogenic disturbance along an urban stretch of the river Tiber (Rome, Italy). *Ecological Indicators* 28: 107–114.

Laurance, W.F. & Peres, C.A. 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. Chicago, IL: University of Chicago Press.

Lima, J.E.F.W. & Silva, E.D. 2005. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente.

Macedo, D.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.

Malmqvist, B. & Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29(2): 134–153.

MMA 2018. *Ministério do Meio Ambiente*. Site: <http://www.mma.gov.br>. Acessado em: 24/08/2018.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

Naiman, R.J. & Turner, M.G. 2000. A future perspective on north America's

freshwater ecosystems. *Ecological Applications* 10(4): 958–970.

Oliveira, P.T.S., Nearing, M.A., Moran, M.S., Goodrich, D.C., Wendland, E. & Gupta, H.V. 2014. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. *Water Resources Research* 50: 7100–7114.

Pompeu, P.S., Alves, C.B.M. & Callisto, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: Brown, L.R., Hughes, R.M., Gray, R. & Meador, M.R. (eds.). *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, 47: 11–22.

Ramirez, A., Pringle, C.M. & Wantzen, K.M. 2008. Tropical stream conservation. In: Dudgeon, D. (ed.). *Tropical Stream Ecology*. London: Elsevier.

Revenga, C., Campbell, I., Abell, R., De Villiers, P. & Bryer, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360(1454): 397–413.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770–1774.

Von Sperling, E. 2012. Hydropower in Brazil: Overview of positive and negative environmental aspects. *Energy Procedia* 18: 110–118.

Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B. & Balmford, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution* 1(4): 1–3.

Strayer, D.D.L. & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 344–358.

Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N. & Oberdorff, T. 2006. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 91–108.

Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Eloise, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J.O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.-M. & Chauvet, E. 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336(6087): 1438–1440.

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 2

ESCALAS ESPACIAIS E COMUNIDADES AQUÁTICAS

DIEGO R. MACEDO, MARCOS CALLISTO, PAULO S. POMPEU, DIEGO M.P. CASTRO, DÉBORAH R.O. SILVA, DÉBORA R. CARVALHO, GILMAR B. SANTOS, BÁRBARA BECKER, BÁRBARA SANCHES & CARLOS BERNARDO M. ALVES

Macedo D.R., Callisto M., Pompeu P.S., Castro D.M.P., Silva D.R.O., Carvalho D.R., Santos G.B., Becker B., Sanches B. & Alves C.B.M. (2019). Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves (orgs.) Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 29-62 (Série Peixe Vivo, 7). DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas-2

2 - ESCALAS ESPACIAIS E COMUNIDADES AQUÁTICAS

Um dos grandes desafios da Ecologia como ciência é a busca por padrões, nos quais as escalas espaciais são tema fundamental à estruturação de qualquer projeto de pesquisa. Para avaliar a qualidade ambiental de bacias hidrográficas, necessariamente devemos considerar diferentes abordagens, desde amplas escalas espaciais, como bacias hidrográficas, passando por escalas menores como habitat, tipos de fluxo, e micro-habitats.

2.1 - Ecologia da Paisagem e Escalas Espaciais

O termo Ecologia da Paisagem surgiu em 1939, proposto pelo biogeógrafo Carl Troll, devido à influência de estudos geográficos e fitográficos na Europa no início do século XX, impulsionado pelas possibilidades oferecidas pelas fotografias aéreas. Porém, apenas a partir da década de 1980 houve o fortalecimento dos estudos sobre Ecologia da Paisagem, dada a necessidade de estudos ambientais em ampla escala, através do desenvolvimento de conceitos ecológicos focados em escalas espaciais e temporais e ao crescente desenvolvimento de geotecnologias (Turner *et al.* 2001). A Ecologia da Paisagem essencialmente combina a abordagem espacial da Geografia com a abordagem funcional da Ecologia (Forman & Godron 1986). Assim, a Ecologia da Paisagem enfatiza as interações entre padrões espaciais e processos ecológicos que são influenciados pela heterogeneidade espacial em múltiplas escalas (Turner *et al.* 2001).

Atualmente, vários estudos utilizam abordagens de Ecologia da Paisagem para avaliar (i) padrões espaciais e disponibilidade de recursos disponíveis a comunidades biológicas (O'Neill *et al.* 1988); (ii) padrões espaciais em múltiplas escalas hierárquicas e diversidade biológica (Cushman & McGarigal 2002, Marzin *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2014a, Junqueira *et al.* 2016); (iii) contexto espacial na distribuição da biodiversidade (Melo *et al.* 2009, Ashcroft *et al.* 2012, Ferreira *et al.* 2017); (iv) fragmentação e padrões de vegetação e diversidade biológica (Metzger 2000, McGarigal & Cushman 2002, Zimbres *et al.* 2012) e, também, (v) para o

planejamento ambiental (Herrmann *et al.* 2011). Em outras palavras, a Ecologia da Paisagem oferece conceitos, teorias e métodos que revelam a importância dos padrões espaciais na dinâmica e nas interações biológicas em ecossistemas (Turner *et al.* 2001).

Os ecossistemas aquáticos continentais são os mais ameaçados por atividades humanas do planeta (Dudgeon *et al.* 2006), com taxas de extinção de espécies superiores aos ambientes terrestres (Sala 2000; veja Capítulo 1). Esses ambientes sofrem diretamente com o impacto de atividades antrópicas com maior intensidade que os ambientes terrestres, pois toda influência dessas atividades afeta os fluxos de matéria e de energia, impactando diretamente os corpos d'água (Karr 1998). Assim, as interações entre os ecossistemas terrestres e aquáticos têm sido intensamente estudadas na Ecologia da Paisagem (Turner *et al.* 2001).

Desde a década de 1960, os geomorfólogos vêm avaliando os ecossistemas fluviais em termos estritamente físicos e hidrológicos (Strahler 1957, Leopold *et al.* 1964, Schumm 1977). Porém, a partir dos anos 90, os estudos sobre a qualidade de ecossistemas fluviais vêm atribuindo maior importância à inter-relação de fatores ambientais como clima, geologia, hidrologia, geomorfologia, usos do solo, qualidade de água e diversidade de habitats físicos, integrados à investigação da estrutura e composição de comunidades biológicas residentes (Maddock 1999, Allan 2004). Mais além, é necessário o entendimento de como os padrões espaciais e hierárquicos desses elementos em várias escalas de análises em uma bacia hidrográfica afetam diretamente a estrutura de comunidades biológicas (Hynes 1975, Vannote *et al.* 1980, Tonn 1990). Contudo, como essas interações sofrem influências em múltiplas escalas espaciais (Frissell *et al.* 1986), como, por exemplo, bioma, ecorregião, bacia hidrográfica, zona ripária, trecho e micro-habitat, deve-se considerar que os efeitos de covariância podem dificultar o entendimento das interações entre essas escalas e as comunidades aquáticas (Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a).

Partindo de uma escala regional, deve-se buscar entender como os fatores geodinâmicos (clima, geologia e relevo) influenciam os processos geomorfológicos, pois estes atuarão em pequenas escalas na estruturação de habitats físicos para as

comunidades aquáticas residentes (Frissell *et al.* 1986, Tonn 1990, Allan 2004). Adicionalmente, esses fatores geodinâmicos influenciam os usos e tipos de ocupações do solo e os múltiplos usos da água (Whittier *et al.* 2006, Steel *et al.* 2010, Macedo *et al.* 2014a). Além de fatores geodinâmicos, o uso do solo em uma bacia hidrográfica influencia a estrutura das zonas ripárias e a estruturação de substratos e, neste caso, afetam diretamente a disponibilidade de habitats físicos para comunidades de organismos aquáticos (Wang *et al.* 1997, Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a). Portanto, a organização hierárquica de vários fatores ambientais e escalas espaciais influencia as características de comunidades aquáticas (Teoria da Hierarquia; O'Neill *et al.* 1989; Figura 4).

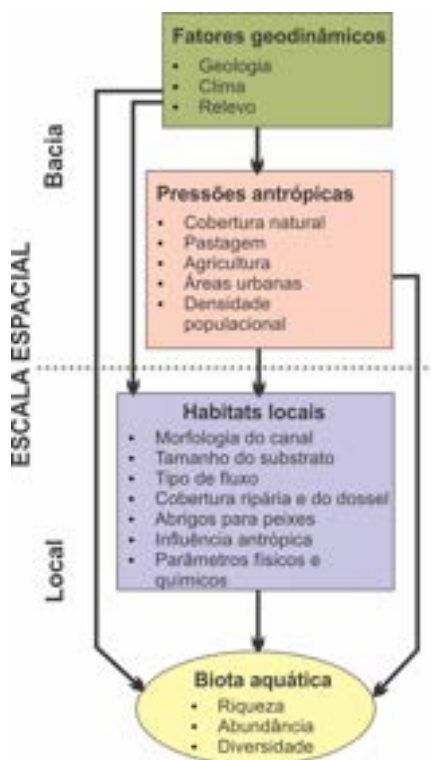


FIGURA 4 – Organização hierárquica e interações dos elementos da paisagem de diferentes escalas (adaptado de Macedo *et al.* 2014a). A seta indica a influência de cada fator ambiental sobre o nível hierárquico inferior.

2.2 - Organização Hierárquica de Ecossistemas Fluviais e Filtros Ambientais

Os ecossistemas fluviais podem ser compreendidos através de uma organização hierárquica dividida em diversas escalas espaciais de observação, segundo Frissell *et al.* (1986): bacia hidrográfica (maior escala), segmento, trecho, habitat (corredeiras e remansos) e micro-habitat (menor escala; Figura 5). As bacias hidrográficas, maiores unidades de estudo, são formadas por segmentos e trechos de cursos d'água. Estes, por sua vez, referem-se às extensões longitudinais definidas por características de zonas ripárias e de seus respectivos vales de riachos. Os habitats são unidades hidrogeomórficas caracterizadas por fluxos de água lentos (remansos) e rápidos (corredeiras). Os micro-habitats são caracterizados pelos substratos presentes no leito de rios (p. ex. detritos foliares, siltes, areias, seixos, cascalhos e musgos) (Allan *et al.* 1997). Em geral, utilizamos o termo unidade hidrológica com o intuito de caracterizar uma área de drenagem preestabelecida entre os níveis de bacia hidrográfica e segmentos de rio (Seaber *et al.* 1987, Ferreira *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017).

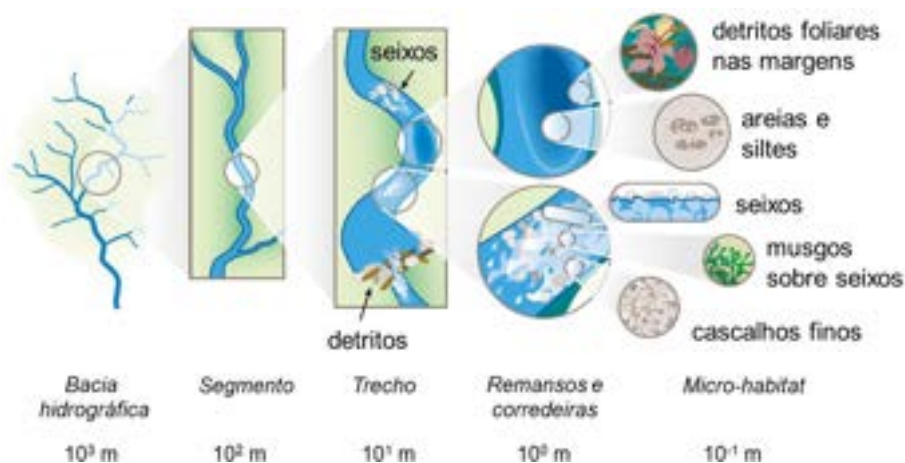


FIGURA 5 – Esquema dos níveis hierárquicos em ecossistemas fluviais (adaptado de FISRWG 1998).

Os padrões ambientais dentro dos sistemas fluviais afetam diretamente a estrutura de comunidades biológicas de uma maneira hierarquicamente aninhada, ou seja, níveis superiores controlam as características expressas nos níveis inferiores, o inverso não sendo verdadeiro (Vannote *et al.* 1980, Frissell *et al.* 1986, Ligeiro *et al.* 2010, Leps *et al.* 2015, Wojciechowski *et al.* 2017). Em uma ampla escala espacial, o clima, a geologia e a topografia influenciam os processos geomorfológicos em uma bacia hidrográfica. Esses elementos geodinâmicos governam a entrada de energia na bacia hidrográfica e influenciam a estruturação dos habitats locais em menores escalas (determinando a forma dos canais de rio e a conectividade em rede), que por sua vez influenciam a composição das comunidades aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004, Goldstein *et al.* 2007). Assim, fatores geodinâmicos, diferentes usos do solo e impactos de ocupação humana em escalas de bacia hidrográfica afetam a estrutura da vegetação ripária, o regime de vazão, a carga de nutrientes, o transporte de sedimentos no leito de rios e a qualidade e disponibilidade de habitats nos níveis hierárquicos inferiores (Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a). Os habitats físicos e características químicas locais são, então, determinados por processos em larga escala (Leal *et al.* 2016), o que dificulta a identificação da contribuição individual de fatores ambientais que atuam na estruturação de comunidades biológicas aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004). Portanto, considerar a escala espacial em estudos de ecologia de riachos é essencial para uma compreensão abrangente dos fatores que determinam a diversidade estrutural e funcional de comunidades biológicas em riachos (Heino *et al.* 2003, Sandin & Johnson 2004, Hoeinghaus *et al.* 2007, Macedo *et al.* 2014a, Liu *et al.* 2016, Castro *et al.* 2017).

As múltiplas escalas espaciais (p. ex. região hidrográfica, bacia hidrográfica, unidade de canal e micro-habitats) que estruturam comunidades biológicas estão relacionadas à ideia de filtros ambientais. Cada espécie possui um conjunto específico de atributos ecológicos e biológicos (*traits*) que a capacitam para adaptar-se e resistir a filtros de habitat, atuando em múltiplas escalas espaciais, determinando assim seu padrão de distribuição (Townsend & Hildrew 1994, Poff 1997, Figura 6). Os *traits* podem ser definidos como características morfológicas, fisio-

lógicas, fenológicas ou comportamentais de uma espécie, expressas nos fenótipos individuais, sendo relevantes para a resposta de tais organismos ao ambiente e seus efeitos nos processos ecossistêmicos (Violle *et al.* 2007). Considerar a ação seletiva de filtros de habitat em múltiplas escalas pode aumentar nossa compreensão e capacidade preditiva em ecologia (Feio & Dolédec 2012, Castro *et al.* 2017). Consequentemente, identificar características de espécies que são sensíveis às características do habitat em diferentes níveis espaciais aumenta a capacidade de previsão de como as distribuições de espécies são reguladas em toda a paisagem (Castro *et al.* 2018).



FIGURA 6 – Diferentes escalas espaciais são representadas como “filtros” pelos quais as espécies devem passar para, potencialmente, estabelecerem-se em um determinado local (adaptado de Frissel *et al.* 1986 e Poff 1997).

2.3- Distúrbio x Estresse x Perturbação

Os ecossistemas estão em constante mudança em resposta às alterações no meio circundante, sejam elas de origem natural (p. ex. inundações, secas, fogo) ou antrópicas (Odum 1969). Essas alterações têm sido associadas aos termos distúrbio, perturbação e estresse como forma de entender os efeitos e mecanismos de respostas dos ecossistemas frente às alterações causadas no ambiente (Borics *et al.* 2013).

Pickett & White (1985) propuseram a definição de distúrbio como sendo qualquer evento capaz de alterar a estrutura de ecossistemas, comunidades ou populações, resultando em alterações na disponibilidade de recursos, substratos e ambiente físico. O termo estresse, por sua vez, apresenta um número ainda maior de ambiguidades e inconsistências em estudos ecológicos e, muitas vezes, é erroneamente usado como sinônimo de distúrbio (Borics *et al.* 2013). Embora ambos os termos estejam associados à alteração de ecossistemas, a distinção entre distúrbio e estresse é bem entendida através de seus efeitos sobre os sistemas ecológicos (Cain *et al.* 2013). Enquanto distúrbio é geralmente causador de danos severos em ecossistemas, estresse está associado a fatores limitantes de crescimento e reprodução de indivíduos, não envolvendo mortalidade (Cain *et al.* 2013). O termo perturbação, por fim, trata da resposta de um componente ou sistema ecológico mediante distúrbios ou outro processo ecológico (Rykiel 1985). Dessa forma, enquanto distúrbio e estresse são agentes causadores de danos aos sistemas ecológicos, perturbação trata de seus efeitos.

Distúrbios de origem antrópica têm sido responsáveis por intensa e contínua transformação de ecossistemas de maneira rápida e muitas vezes irreversível (Hong & Lee 2006, Barnosky *et al.* 2012). As principais causas de perda de biodiversidade estão associadas a atividades antrópicas, incluindo degradação do solo, fragmentação e perda de habitats, poluição, introdução de espécies exóticas e mudanças climáticas (Sala 2000, Hong & Lee 2006). Por exemplo, a perda de habitats e a introdução de espécies exóticas são as duas maiores causas de extinção de espécies de peixes (Miller *et al.* 1989, Moyle & Leidy 1992). Como forma

de interpretar mudanças nos ecossistemas frente a distúrbios antrópicos, Davies & Jackson (2006) propuseram um modelo conceitual que descreve claramente como a condição biológica de um ecossistema declina mediante um gradiente de distúrbio (Figura 7). Aspectos biológicos acompanham a transição de um ecossistema em condições de referência (1) até a condição impactada, incluindo perda de espécies (2), mudanças na densidade de organismos (3), substituição de espécies sensíveis (4), dominância por espécies tolerantes (5), culminando em um cenário com severas alterações na estrutura e função de comunidades (6). O entendimento dessa relação de distúrbio versus condição biológica permite identificar e proteger áreas em boas condições ecológicas, interromper processos de impacto e, da mesma forma, diagnosticar, monitorar e recuperar áreas em estágios avançados de degradação.



FIGURA 7 – Representação dos estágios de mudanças na condição biológica de um ecossistema frente a um gradiente de distúrbio ambiental devido a atividades antrópicas (adaptado de Davies & Jackson 2006).

Riachos são importantes componentes da paisagem e abrigam uma grande biodiversidade aquática. No caso de peixes, por exemplo, porção significativa da fauna é composta por espécies de pequeno porte, com adultos menores que 10 centímetros de comprimento. Além disso, riachos são extremamente complexos

e suscetíveis a atividades humanas que ocorrem tanto nas zonas ripárias quanto em escala de bacia hidrográfica (Allan 2004, Stanfield & Kilgour 2013, Macedo *et al.* 2014a, Leal *et al.* 2016). Nesses cursos d'água, a interação entre os ambientes aquáticos e terrestres acontece através da vegetação ripária que, dentre diversas funções, atua na retenção de sedimentos e poluentes químicos e contribui com a entrada de matéria orgânica (Pusey & Arthington 2003, Casatti 2010). Assim, as pressões antrópicas no entorno são diretamente refletidas dentro dos cursos d'água. A ausência de vegetação ripária resulta em severas modificações em comunidades de organismos aquáticos, tanto em caráter taxonômico quanto funcional (Pusey & Arthington 2003, Casatti *et al.* 2009, Teresa & Casatti 2012; Figura 8). Portanto, as alterações antropogênicas nas condições físicas de riachos são fortemente associadas a mudanças nas comunidades de peixes (Santos *et al.* 2015, Teresa *et al.* 2015, Allard *et al.* 2016), as quais têm sido utilizadas por mais de 100 anos para avaliar condições ecológicas de ecossistemas (Simon 1999).

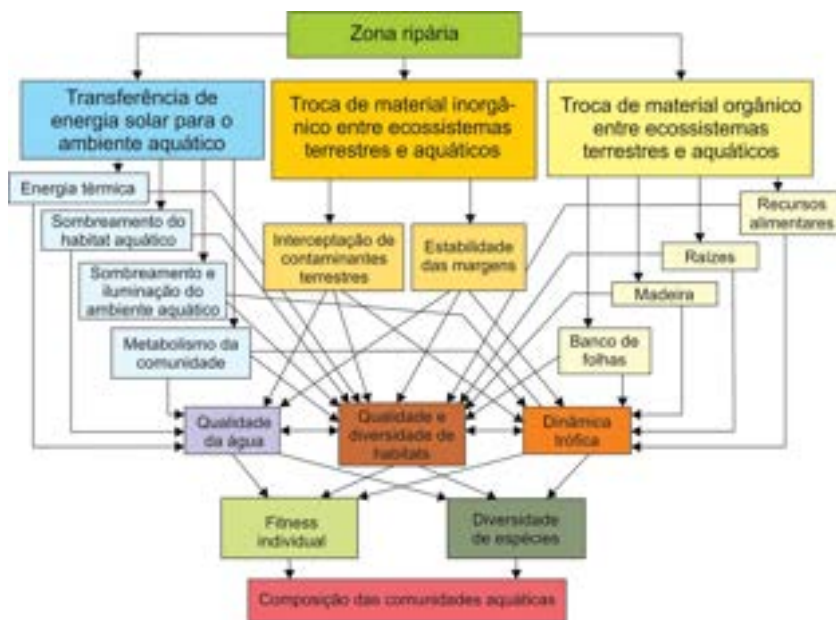


FIGURA 8 – Modelo conceitual descrevendo os mecanismos pelos quais alterações na zona ripária afetam as comunidades aquáticas (adaptado de Pusey & Arthington 2003).

Assim, a importância da paisagem para os fluxos de matéria e energia está associada à quantidade e variedade de recursos alóctones (originados fora do curso d'água) e autóctones (produzidos dentro do curso d'água), sendo que o ambiente terrestre circundante é a principal fonte de matéria orgânica para muitos rios pequenos, em especial aqueles sombreados por mata ciliar (Vannote *et al.* 1980, Wallace *et al.* 1997). Os usos da terra, como a urbanização e a agricultura, influenciam fortemente essa ligação e alteram os regimes de fluxo, a temperatura, a química da água e as características do substrato (Schlosser & Karr 1981, Peterjohn & Correll 1984, Hughes *et al.* 2014).

2.4- Impactos de Reservatórios Hidrelétricos

Uma das principais alterações antrópicas em ecossistemas fluviais é a construção de reservatórios, que são utilizados em todo o mundo para a geração de eletricidade, controle de inundações e estocagem de água para consumo humano e irrigação, entre outros usos (Wang *et al.* 2011, Jellyman & Harding 2012; Figura 9). Os rios são submetidos a alterações nas características físicas e químicas da água, ocorrendo modificações também nos regimes de inundação, condições do habitat e da biota aquática (Dudgeon 2000, Yang *et al.* 2012). Esses represamentos resultam na criação de um novo ecossistema e impactam os trechos modificados a jusante (Quinn & Kwak 2003, Mérona *et al.* 2005, Pelicice *et al.* 2015) e a montante do empreendimento (Gido *et al.* 2000, Quist *et al.* 2005, Guenther & Spacie 2006, Agostinho *et al.* 2016). A consequência é a criação de gradientes descontínuos ao longo do rio, ameaçando a persistência e estabilidade de comunidades de peixes e outros organismos (Penczak & Kruk 2005). Desta forma são observados efeitos na composição e abundância de espécies, com proliferação daquelas de maior plasticidade trófica e reprodutiva e eliminação das mais sensíveis, incluindo as reofilicas e migradoras (Agostinho *et al.* 2016, Becker *et al.* 2016, Sanches *et al.* 2016). A presença de reservatórios em cascata (Petesse *et al.* 2014), alterações no uso do solo (Martins *et al.* 2015, Moraes *et al.* 2017), entre outros fatores, intensificam os impactos negativos sobre a biota (Harding *et al.* 1998, Van Sickle *et al.* 2004).

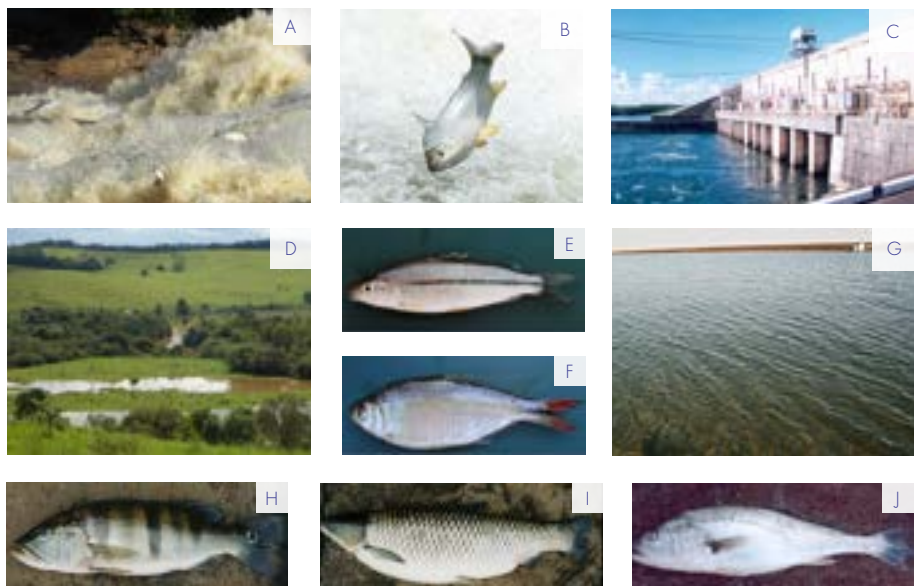


FIGURA 9 – Impactos da construção de reservatórios hidrelétricos sobre a ictiofauna: mudanças na estrutura da ictiofauna no reservatório, favorecendo a redução da abundância de espécies reofilicas, notadamente aquelas com grandes exigências migratórias para se reproduzir (espécies de piracema), a exemplo de (A e B) curimatás (*Prochilodus* spp.), e a proliferação de espécies lacustres como (E) saguiri (*Steindachnerina insculpta*) e (F) lambari (*Astyanax fasciatus*); (C) estabelecimento de barreiras físicas às espécies que necessitam realizar migrações reprodutivas a montante para atingir seus locais de desova; (D) regulação dos pulsos de inundação a jusante e destruição das áreas inundáveis a montante do barramento, alterando a dinâmica das lagoas marginais e várzeas que atuam como áreas de reprodução e berçários para ovos e larvas de peixes; (G) transformação de ambientes lóticos em lênticos com a formação do reservatório, alterando os parâmetros físico-químicos da água e promovendo a simplificação dos habitats disponíveis para a biota aquática; facilitação ao estabelecimento de espécies introduzidas adaptadas a ambientes lênticos no reservatório formado, como ocorre, por exemplo, na bacia do Alto Rio Paraná, com o estabelecimento do (H) tucunaré (*Cichla piquiti*), (I) carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) e (J) corvina (*Plagioscion squamosissimus*). Fotos: Tiago C. Pessali, Gilberto Salvador, Gilmar B. Santos.

2.5- Paisagem, Pressões Antrópicas e Habitats Físicos

Conforme mencionado anteriormente, as condições locais do habitat são fatores fundamentais para a determinação da estrutura e composição de comunidades aquáticas (Hynes 1975, Vannote *et al.* 1980, Frissell *et al.* 1986, Harding *et al.* 1998, Allan 2004). Em um sentido mais amplo, os habitats físicos são todo tipo

de característica que influencia ou provê a sustentabilidade de organismos dentro de um corpo d'água (Kaufmann *et al.* 1999), fornecendo recursos e condições. Um termo operacional utilizado em estudos ecológicos em riachos é o de características estruturais, geralmente excluindo-se os parâmetros físicos e químicos da água. Assim, os habitats físicos são determinados pelas interações de características estruturais do canal fluvial e do regime hidrológico, principalmente sobre as características de substrato ou cobertura ripária (Maddock 1999, Clifford *et al.* 2006). Entretanto, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, troncos e raízes, mesmo sendo componentes do meio biótico, também produzem estruturas físicas dentro de um riacho, sendo também categorizados como habitats físicos (Kaufmann *et al.* 1999).

A estrutura de comunidades de peixes e invertebrados bentônicos é fortemente influenciada pela estrutura do canal e condições hidráulicas, como substrato, sombreamento do dossel, troncos e raízes, margens escavadas, largura molhada, variação de profundidade e declividade (Gorman & Karr 1978, Wang *et al.* 1997, Kaufmann & Hughes 2006). As mudanças nos usos da terra, como agricultura, pastagens e urbanização, podem eliminar a vegetação ripária e alterar a estabilidade das margens de um rio, aumentando o aporte de sedimentos, alterando a capacidade do rio em realizar o transporte de partículas em suspensão (Kaufmann *et al.* 2009). A sedimentação reduz a profundidade, homogeneizando os substratos de fundo e levando à diminuição da diversidade de espécies (Wood & Armitage 1997, Sutherland *et al.* 2002). Portanto, esses padrões e processos que operam em escalas local e regional desempenham papel importante na determinação da estrutura e complexidade de comunidades de espécies de peixes e invertebrados bentônicos em habitats lóticos (Matthews 1998), e ambos são afetados por atividades humanas (Pompeu *et al.* 2005, Macedo *et al.* 2014a, Castro *et al.* 2017, Leal *et al.* 2018).

2.6- Efeito de Covariância

Devido aos habitats físicos se estruturarem a partir de fatores ambientais através de múltiplas escalas, é difícil entender a importância de vários níveis

hierárquicos para a manutenção de comunidades aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004). Deve-se considerar a covariância de escalas espaciais e seus efeitos sobre a biota (p. ex. Macedo *et al.* 2014a, Leitão *et al.* 2018), ou seja, o quanto duas ou mais variáveis irão produzir a mesma resposta sobre a biota devido ao nível de inter-relação delas.

Estudos que buscam identificar a relação direta entre os usos do solo em uma bacia e as condições locais para a estruturação de comunidades e o grau de pressão de atividades humanas chegam a resultados diversos e contrastantes. Alguns apontam correlação positiva de áreas com florestas nativas (Sponseller *et al.* 2001, Shandas & Alberti 2009) e de pastagem (Pinto *et al.* 2006) sobre a integridade biótica. Outros descrevem correlação negativa entre áreas agrícolas (Wang *et al.* 1997, Hrodey *et al.* 2009) e urbanas (Morley & Karr 2002). Por outro lado, alguns autores sugerem que em regiões de clima temperado altamente perturbadas, dominadas pelos usos e cobertura antropogênica da terra, prevalece a importância relativa das condições naturais das bacias hidrográficas (Allan *et al.* 1997, Wang *et al.* 2006), porque as pressões antropogênicas modificam os processos operados em diferentes escalas espaciais (Moerke & Lamberti 2004). Nestas regiões, em bacias de rios minimamente perturbados por atividades humanas, observa-se que as condições locais têm maior importância para a estruturação de comunidades de organismos aquáticos (Kaufmann & Hughes 2006, Wang *et al.* 2006). No entanto, foram relatados resultados contraditórios (p. ex. Bouchard & Boisclair 2008) que descrevem as condições das escalas de bacia e local com igual importância (p. ex. Hughes *et al.* 2015). Além disso, estudos sobre a influência de fatores ambientais em diferentes escalas espaciais na biota neotropical ainda são escassos (p. ex. Macedo *et al.* 2014a, Junqueira *et al.* 2016, Castro *et al.* 2017, Leal *et al.* 2018).

O efeito de covariância entre as variáveis explanatórias influencia as interpretações sobre os principais fatores estruturadores de comunidades de organismos aquáticos, devendo-se considerar: (i) aspectos geodinâmicos que controlam a paisagem natural; (ii) pressões antrópicas evidenciadas pelos usos e cobertura do solo; e (iii) condições locais relacionadas aos habitats físicos e qualidade de água

(Figura 10). Os macroinvertebrados bentônicos, por possuírem mobilidade reduzida, respondem melhor às pressões antrópicas, enquanto os peixes, por serem mais móveis, são mais influenciados pelos habitats locais.

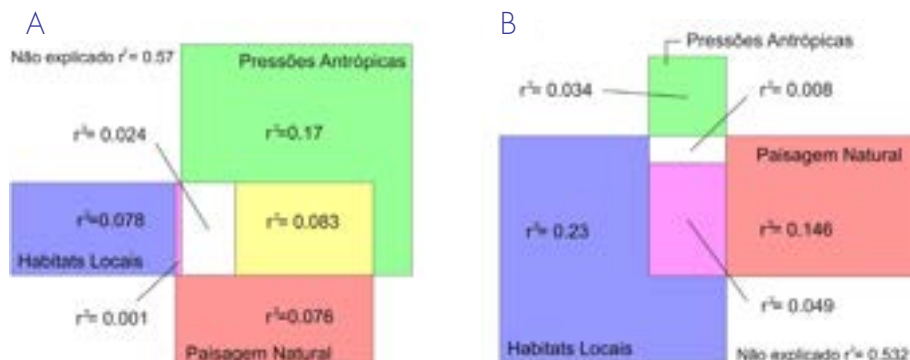


FIGURA 10 – Explicação compartilhada entre três níveis espaciais e a riqueza de (A) macroinvertebrados bentônicos e (B) peixes. Bacias dos rios Alto São Francisco e Alto Araguari (adaptado de Macedo *et al.* 2014a).

2.7- Rede de Amostragem Espacialmente Balanceada no Diagnóstico Ambiental de Bacias Hidrográficas

Avaliações ambientais em bacias hidrográficas devem considerar amostragens visando avaliar padrões de distribuição de espécies e suas relações com parâmetros físicos e químicos. No entanto, existe uma série de limitações quanto ao tempo de amostragem, processamento em laboratório do material coletado, análise dos dados obtidos, disponibilidade de recursos humanos e aporte financeiro para execução de projetos de avaliação ambiental. Os objetos de estudos de avaliação de integridade ecológica em bacias hidrográficas são tipicamente identificados por sua localização, ao contrário de pesquisas clássicas de amostragem quando a variável “espaço” não é contemplada (Stevens & Olsen 2004, Theobald *et al.* 2007).

Durante muitos anos, os levantamentos ambientais utilizaram amostragens tendenciosas, sem critério espacial, procurando amostrar ambientes pré-definidos, ou de melhor acesso, excluindo outras importantes áreas (Larsen *et al.* 2008).

Em regiões tropicais, o problema do viés espacial na rede de amostragem é ainda mais grave do que em regiões temperadas, pois a biodiversidade tropical, apesar de ser maior, ainda é menos conhecida (Dudgeon *et al.* 2006). Neste contexto, a amostragem espacialmente balanceada, construída através de probabilidades, é capaz de selecionar amostras que de fato reflitam os padrões espaciais de composição de espécies, estrutura de comunidades e distribuição (Theobald *et al.* 2007). Essa abordagem evita viés na seleção de pontos e cobertura de toda variedade de ambientes na bacia em estudo (desde áreas de referência até sítios severamente alterados). Atualmente, essa abordagem de amostragem espacial é utilizada tanto em escala nacional quanto regional nos EUA (Olsen & Peck 2008), porém, no Brasil é uma abordagem ainda recente (Ligeiro *et al.* 2013, Jiménez-Valencia *et al.* 2014, Macedo *et al.* 2014a, Macedo *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Castro *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017), em substituição a redes de amostragem tendenciosas ou com áreas mais densamente amostradas que outras (p. ex. Bozzetti & Schulz 2004, Pinto *et al.* 2006, Moreno *et al.* 2009, Pinto *et al.* 2009).

Por se tratar de uma abordagem de natureza espacial, o seu desenvolvimento em Sistemas Informativos Geográficos (SIGs) é extremamente vantajosa, pois, além de proporcionar a visualização da área de estudo, também possibilita que a amostragem seja definida a partir das feições espaciais tipicamente tratadas em SIGs, como pontos (p. ex. o centroide de um trecho de rio ou de um lago), linhas (p. ex. uma estrada ou um riacho), polígonos (p. ex. lagos, manchas de vegetação, bacias hidrográficas) (Theobald *et al.* 2007) ou a partir das células de uma superfície representada por um *raster*. Uma abordagem baseada em SIG e utilizada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EPA) é baseada em GRTS (*Generalized Random-Tessellation Stratified*), onde o desenho amostral é hierárquico e espacialmente balanceado, e pode ser aplicado a pontos, linhas e polígonos (Stevens & Olsen 2004). Essa abordagem é baseada na conversão de todos os objetos (p. ex. trechos da rede de drenagem) distribuídos de um plano espacial bidimensional (latitudes e longitudes) para um plano unidimensional; neste caso, um único vetor, como se fosse uma grande avenida, e cada observação, um endereço hierarquicamente distribuído (Stevens & Olsen 2004). Os en-

dereços são construídos seguindo o padrão de partição dos quadrantes, ou seja, a cada subdivisão de um quadrante, é adicionado um novo algarismo ao endereço (Figura 11).

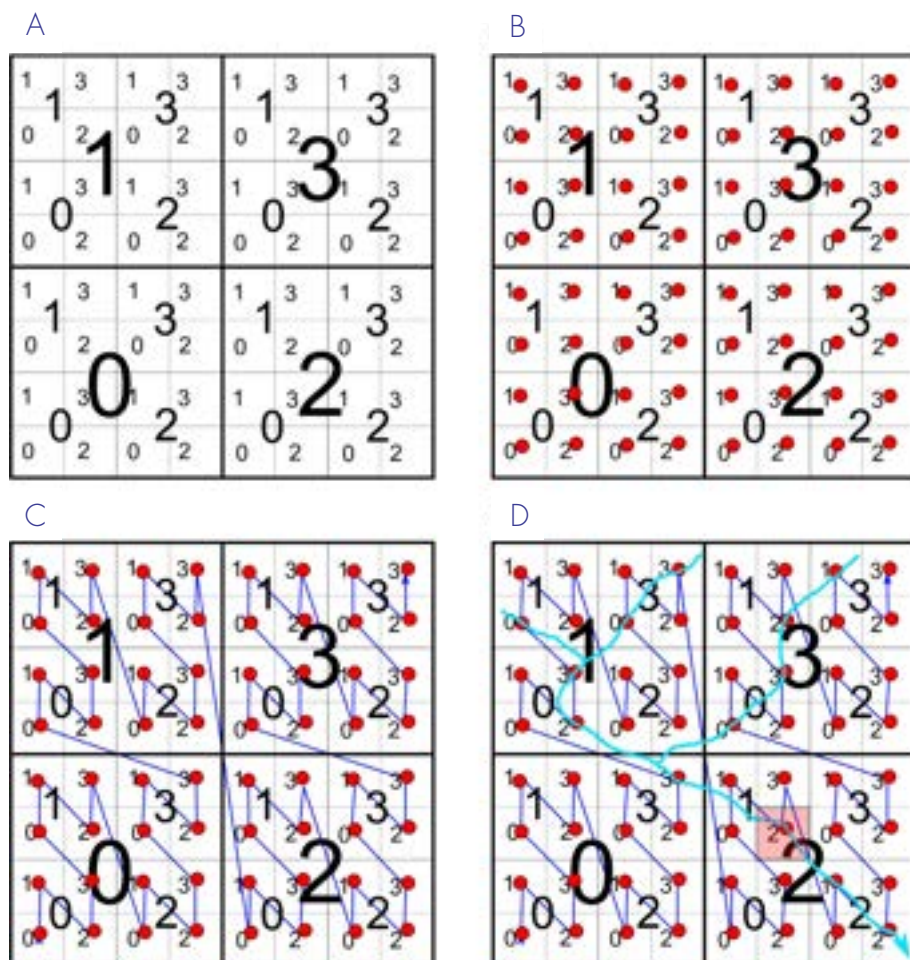


FIGURA 11– Desenho amostral GRTS: (A) malha quadriculada hierárquica; (B) pontos no espaço bidimensional; (C) plano unidimensional; (D) endereço associado ao quadrante 212 adaptado de Stevens & Olsen (2004).

O desenho amostral espacialmente balanceado foi desenvolvido para ser utilizado em trechos de rios de ordens e dimensões de largura e profundidade semelhantes – “*wadeable streams*”, rios capazes de serem atravessados a pé por um adulto mediano (Kaufmann *et al.* 1999). Em função das grandes extensões das bacias hidrográficas, por questões logísticas e limitações orçamentárias, sua aplicação no estudo de bacias de empreendimentos hidrelétricos em Minas Gerais (Callisto *et al.* 2014) considerou a região a montante da linha de margem de reservatórios a um alcance de até 35 km de distância (exemplo da unidade hidrológica da UHE de Nova Ponte; Figura 12).

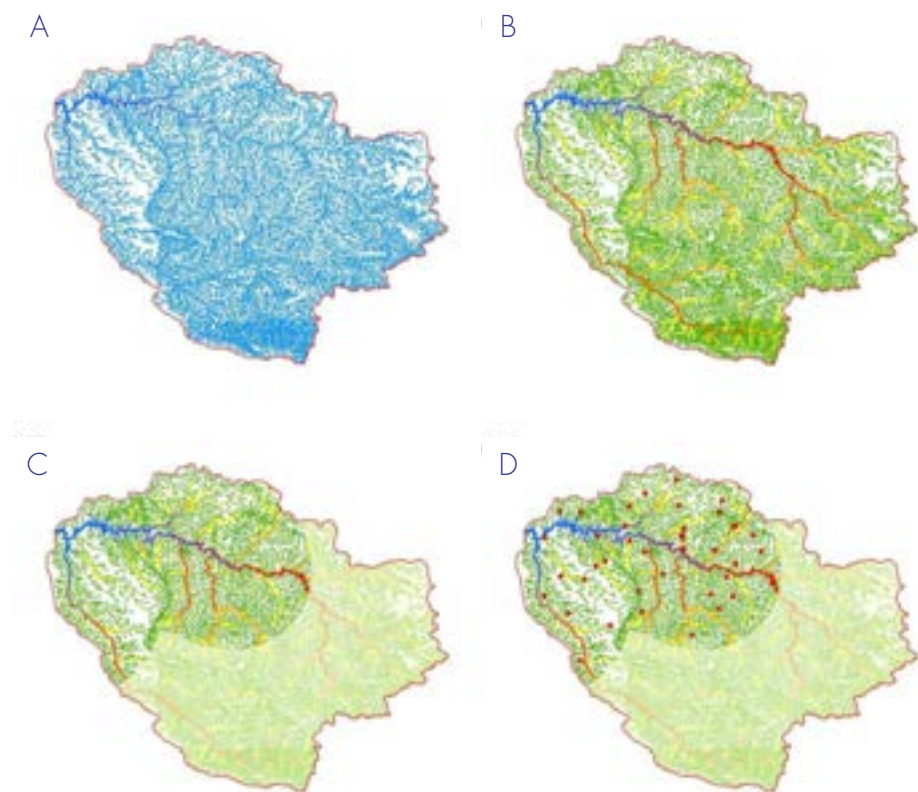


FIGURA 12– Etapas do sorteio espacialmente balanceado: (A) Rede de drenagem total mapeada; (B) Ordem de Strahler atribuída a todos os cursos d’água; (C) Buffer de 35 km em relação ao reservatório; (D) Sorteio espacialmente balanceado de riachos.

Após a definição da rede de pontos amostrais, uma etapa fundamental é o envio de equipes para reconhecimento em campo (Macedo *et al.* 2014b). O reconhecimento dos locais de amostragem permite identificar, dentre os pontos sorteados, aqueles que possuem as condições necessárias para compor a rede amostral (ou sítios passíveis de serem amostrados – “*target*”), condições de acessibilidade, perenidade, profundidade passível de ser vagueável e corretamente mapeados (Figura 13). Além disso, durante o reconhecimento, potenciais trechos que representam condições extremas (impactados e referência; “*hand-picked sites*”; Figura 14) podem ser reconhecidos e incorporados à malha amostral para garantir o gradiente de pressões antrópicas (Silva *et al.* 2017).



FIGURA 13– Sítios considerados “*no-target*” na rede sorteada: (A) seco; (B) sem acesso; (C) não vagueável; (D) mapeamento incorreto.



FIGURA 14 – “Hand-picked sites” (A) e (B) minimamente impactados e (C) e (D) impactados.

2.8 - Mensagem dos Autores

Este capítulo mostrou a importância da abordagem integrada entre a Geografia e a Ecologia em estudos sobre a qualidade ambiental de bacias hidrográficas. Apesar da complexidade das interações entre múltiplas escalas espaciais e ambientais, discutimos como as influências antrópicas podem afetar negativamente as comunidades aquáticas através da remoção da cobertura vegetal e substituição por atividades agropecuárias, urbanização, barramentos, alterações de fluxo, etc. Acreditamos que a utilização de ferramentas adequadas para caracterização, diagnóstico, monitoramento, detecção de impactos e restauração de ambientes aquáticos permite estabelecer programas adequados de conservação da biodiversidade que podem integrar estratégias conservacionistas por parte dos órgãos governamentais de gestão ambiental.

2.9 - Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G. & Pelicice, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26–36.
- Allan, J.D., Erickson, D. & Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37(1): 149–161.
- 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.
- Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R. & Brosse, S. 2016. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* 78(2): 315–325.
- Ashcroft, M.B., French, K.O. & Chisholm, L.A. 2012. A simple post-hoc method to add spatial context to predictive species distribution models. *Ecological Modelling* 228: 17–26.
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Mindell, D.P., Revilla, E. & Smith, A.B. 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486(7401): 52–58.
- Becker, B., Galhardo, B.O.S., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Callisto, M. & Santos, G.B. 2016. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Journal of Limnology* 75(1): 156–168.
- Borics, G., Várбірó, G. & Padisák, J. 2013. Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia* 711(1): 1–7.
- Bouchard, J. & Boisclair, D. 2008. The relative importance of local, lateral, and longitudinal variables on the development of habitat quality models for a river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(1): 61–73.

Bozzetti, M. & Schulz, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529(1): 133–144.

Cain, M., Bowman, W. & Hacker, S. 2013. *Ecology*. 3ª Ed. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.

Callisto, M., Hughes, R.M., Lopes, J.M. & Castro, M.A. (eds.) 2014. *Ecological Conditions in Hydropower Basins. Serie Peixe Vivo* 3. Belo Horizonte, Brasil: Companhia Energética de Minas Gerais.

Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.M. & Pompeu, P.S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecological Indicators* 77: 386–396.

Casatti, L. 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* 10(4): 31–34.

Casatti, L., de Paula Ferreira, C. & Carvalho, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632(1): 273–283.

Castro, D.M.P., Dolédec, S. & Callisto, M. 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical Savanna streams. *Freshwater Biology* 62(8): 1472–1486.

Castro, D.M.P., Dolédec, S. & Callisto, M. 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in Neotropical Savanna streams. *Ecological Indicators* 84: 573–582.

Clifford, N.J., Harmar, O.P., Harvey, G. & Petts, G.E. 2006. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16(4): 389–408.

Cushman, S. & McGarigal, K. 2002. Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17(7): 637–646.

Davies, S.P. & Jackson, S.K. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1251–1266.

Dudgeon, D. 2000. The ecology of tropical asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 239–263.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81(2): 163–82.

Feio, M.J. & Dolédec, S. 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators* 15(1): 236–247.

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373.

FISRWG (10/1998). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG)(15 Federal agencies of the US gov't).

Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, NY: John Wiley & Sons.

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.

Gido, K.B., Matthews, W.J. & Wolfinbarger, W.C. 2000. Long-term changes in a reservoir fish assemblage: stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications*. 10(5): 1517–1529.

Goldstein, R.M., Carlisle, D.M., Meador, M.R. & Short, T.M. 2007. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? *Environmental Monitoring and Assessment* 130(1–3): 495–510.

Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3): 507–515.

Guenther, C.B. & Spacie, A. 2006. Changes in fish assemblage structure upstream of impoundments within the upper Wabash river basin, Indiana. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(3): 570–583.

Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P. V, Helfman, G.S. & Jones, E.B. 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.

Heino, J., Muotka, T. & Paavola, R. 2003. Determinants of macroinvertebrate in headwater diversity streams : regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72(3): 425–434.

Herrmann, G., Machado, R.B. & Macedo, D.R. 2011. Planejamento para a conservação da biodiversidade regional: uma proposta metodológica para a indicação de áreas prioritárias para a recuperação, formação de microcorredores e criação de unidades de conservação. In: Herrmann, G. (ed.). *Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira*. Belo Horizonte, Brasil: Valor Natural, 118–181.

Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O. & Birnbaum, J.S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs functional groups. *Journal of Biogeography* 34(2): 324–338.

Hong, S.K. & Lee, J.A. 2006. Global environmental changes in terrestrial

ecosystems. International issues and strategic solutions: introduction. *Ecological Research* 21(6): 783–787.

Hrodey, P.J., Sutton, T.M., Frimpong, E.A. & Simon, T.P. 2009. Land-use impacts on watershed health and integrity in Indiana warmwater streams. *The American Midland Naturalist* 161(1): 76–95.

Hughes, R.M., Dunham, S., Maas-Hebner, K.G., Yeakley, J.A., Schreck, C., Harte, M., Molina, N., Shock, C.C., Kaczynski, V.W. & Schaeffer, J. 2014. A review of urban water body challenges and approaches: (1) rehabilitation and remediation. *Fisheries* 39(1): 18–29.

Hughes, R.M., Herlihy, A.T. & Sifneos, J.C. 2015. Predicting aquatic vertebrate assemblages from environmental variables at three multistate geographic extents of the western USA. *Ecological Indicators* 57: 546–556.

Hynes, H.B.N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 1–15.

Jellyman, P.G. & Harding, J.S. 2012. The role of dams in altering freshwater fish communities in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46(4): 475–489.

Jiménez-Valencia, J., Kaufmann, P.R., Sattamini, A., Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2014. Assessing the ecological condition of streams in a southeastern Brazilian basin using a probabilistic monitoring design. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(8): 4685–95.

Junqueira, N.T., Macedo, D.R., 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): e150116.

Karr, J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R. & Bilby, R. (eds.). *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York, NY: Springer-Verlag, 502–528.

Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E., Seeliger, C. & Peck, D. 1999. *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*. Washington, DC: EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency.

Kaufmann, P.R. & Hughes, R.M. 2006. Geomorphic and anthropogenic influences on fish and amphibians in Pacific Northwest Coastal streams. *American Fisheries Society Symposium* 48: 429–455.

Kaufmann, P.R., Larsen, D.P. & Faustini, J.M. 2009. Bed stability and sedimentation associated with human disturbances in Pacific Northwest streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45(2): 434–459.

Larsen, D.P., Olsen, A.R. & Stevens, D.L. 2008. Using a master sample to integrate stream monitoring programs. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 13(3): 243–254.

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.

Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., 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.

Leitão, R.P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C.G., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Villéger, S., Pompeu, P.S., Kasper, D., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B.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.

Leopold, L., Wolman, M.G. & Miller, J. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*.

New York, NY: Dover Publications Inc.

Leps, M., Tonkin, J.D., Dahm, V., Haase, P. & Sundermann, A. 2015. Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: the role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment* 536: 546–556.

Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S. & Callisto, M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.

Ligeiro, R., Melo, A.S. & Callisto, M. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55(2): 424–435.

Liu, S., Xie, G., Wang, L., Cottenie, K., Liu, D. & Wang, B. 2016. Different roles of environmental variables and spatial factors in structuring stream benthic diatom and macroinvertebrate in Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators* 61: 602–611.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 64: 132–141.

Macedo, D.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. 2014a. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29(6): 1001–1016.

Macedo, D.R., Pompeu, P.S., Morais, L., Castro, M.A., Alves, C.B.M., França, J.S., Sanches, B.O., Agra, J.U.M. & Callisto, M. 2014b. Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance, and sampling. In: Callisto, M., Hughes, R.M. Lopes, J.M. & Castro, M.A. (eds.). *Ecological Conditions in Hydropower Basins. Série Peixe Vivo* 3. Belo Horizonte, Brasil: Companhia Energética de Minas Gerais, 61–83.

Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41(2): 373–391.

Martins, I., Sanches, B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Santos, G.B., Molozzi, J. & Callisto, M. 2015. Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. *Biota Neotropica* 15(1): 1–10.

Marzin, A., Verdonschot, P.F.M. & Pont, D. 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704(1): 375–388.

Matthews, W.J. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Boston, MA: Springer US.

McGarigal, K. & Cushman, S. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335–345.

Melo, A.S., Rangel, T.F.L.V.B. & Diniz-Filho, J.A.F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography* 32(2): 226–236.

Mérona, B., Vigouroux, R. & Tejerina-Garro, F.L. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551(1): 33–47.

Metzger, J. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147–1161.

Miller, R.R., Williams, J.D. & Williams, J.E. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14(6): 22–38.

Moerke, A.H. & Lamberti, G.A. 2004. Restoring stream ecosystems: lessons from a Midwestern State. *Restoration Ecology* 12(3): 327–334.

Morais, L., Sanches, B.O., Santos, G.B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Molozzi, J. & Callisto, M. 2017. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. *Journal of Limnology* 76(2): 240–252.

Moreno, P., França, J.S., Ferreira, W.R., Paz, A.D., Monteiro, I.M. & Callisto, M. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a Neotropical basin. *Hydrobiologia* 630(1): 231–242.

Morley, S.A. & Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conservation Biology* 16(6): 1498–1509.

Moyle, P.B. & Leidy, R.A. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: Fielder, P.L. & Jain, S.K. (eds.). *Conservation Biology: the Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*. New York, NY: Chapman and Hall, 127–169.

O'Neill, R., Johnson, A. & King, A. 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* 3: 193–205.

O'Neill, R.V., Milne, B.T., Turner, M.G. & Gardner, R.H. 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology* 2(1): 63–69.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.

Olsen, A.R. & Peck, D. V. 2008. Survey design and extent estimates for the wadeable streams assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 822–836.

Pelice, F.M., Pompeu, P.S. & Agostinho, A.A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16(4): 697–715.

Penczak, T. & Kruk, A. 2005. Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *Journal of Applied Ichthyology* 21(3): 169–177.

Peterjohn, W.T. & Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecological Society of America* 65(5): 1466–1475.

Pettesse, M.L., Petrere, M. & Agostinho, A.A. 2014. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering* 69: 139–150.

Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York, NY: Academic Press, 3–13.

Pinto, B.C.T., Araújo, F.G. & Hughes, R.M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large Southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556(1): 69–83.

Pinto, B.C.T., Araújo, F.G., Rodrigues, V.D. & Hughes, R.M. 2009. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology* 54(12): 2600–2615.

Poff, N. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391–409.

Pompeu, P.S., Alves, C.B.M. & Callisto, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.M. & Meador, M.R. (eds.). *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, 11–22.

Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54(1): 1–16.

Quinn, J.W. & Kwak, T.J. 2003. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. *Transactions of the American Fisheries*

Society 132(1): 110–119.

Quist, M.C., Hubert, W.A. & Rahel, F.J. 2005. Fish assemblage structure following impoundment of a Great Plains river. *Western North American Naturalist* 65(1): 53–63.

Rykiel, E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10(3): 361–365.

Sala, O.E. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770–1774.

Sanches, B.O., Hughes, R.M., Macedo, D.R., Callisto, M. & Santos, G.B. 2016. Spatial variations in fish assemblage structure in a Southeastern Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 76(1): 185–193.

Sandin, L. & Johnson, R.K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* 19(5): 501–515.

Santos, F.B., Ferreira, F.C. & Esteves, K.E. 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes* 98(8): 1895–1912.

Schlosser, I.J. & Karr, J.R. 1981. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during base flow. *Water Resources Bulletin: American Water Resources Association* 17(2): 233–240.

Schumm, S.A. 1977. *The Fluvial System*. New York, NY: Wiley.

Seaber, P.R., Kapinos, F.P. & Knapp, G.L. 1987. *Hydrologic unit maps*. Denver, CO: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2294. U.S. Geological Survey.

Shandas, V. & Alberti, M. 2009. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning* 90(1–2): 66–75.

Silva, D.R.O., Herlihy, A.T., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. *Ecological Indicators* 81: 514–525.

Sponseller, R.A., Benfield, E.F. & Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46(10): 1409–1424.

Stanfield, L.W. & Kilgour, B.W. 2013. How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications* 29(7): 891–905.

Steel, E.A., Hughes, R.M., Fullerton, A.H., Schmutz, S., Young, J.A., Fukushima, M., Muhar, S., Poppe, M., Feist, B. & Trautwein, C. 2010. Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review. *Living Reviews in Landscape Research* 4(1): 1–60.

Stevens, D.L. & Olsen, A.R. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of the American Statistical Association* 99(465): 262–278.

Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38(6): 913–920.

Sutherland, D.G., Hansler Ball, M., Hilton, S.J. & Lisle, T.E. 2002. Evolution of a landslide-induced sediment wave in the Navarro River, California. *Geological Society of America Bulletin* 114(8): 1036–1048.

Teresa, F.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.

Teresa, F.B., Casatti, L. & Cianciaruso, M.V. 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* 13(2): 361–370.

Theobald, D.M., Stevens, D.L., White, D., Urquhart, N.S., Olsen, A.R. & Norman,

- J.B. 2007. Using GIS to generate spatially balanced random survey designs for natural resource applications. *Environmental Management* 40(1): 134–46.
- Tonn, W.M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119(2): 337–352.
- Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31(3): 265–275.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York, NY: Springer.
- Van Sickle, J., Baker, J., Herlihy, A., Bayley, P., Gregory, S., Haggerty, P., Ashkenas, L. & Li, J. 2004. Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14(2): 368–380.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130–137.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882–892.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. & Webster, J.R. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277(5322): 102–104.
- Wang, L., Infante, D., Lyons, J. & Cooper, A. 2011. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications* 487: 473–487.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & Gatti, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22(6): 6–12.
- Wang, L., Seelbach, P. & Hughes, R.M. 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48: 1–23.

Whittier, T.R., Stoddard, J.L., Hughes, R.M. & Lomnický, G. 2006. Associations among catchment- and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least- and most-disturbed stream and river sites in the western USA. *American Fisheries Society Symposium* 48: 641–664.

Wojciechowski, J., Heino, J., Bini, L.M. & Padial, A.A. 2017. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62(4): 751–766.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21(2): 203–217.

Yang, S., Gao, X., Li, M., Ma, B. & Liu, H. 2012. Interannual variations of the fish assemblage in the transitional zone of the Three Gorges reservoir: persistence and stability. *Environmental Biology of Fishes* 93(2): 295–304.

Zimbres, B., Furtado, M.M., Jácomo, A.T.A., Silveira, L., Sollmann, R., Tórres, N.M., Machado, R.B. & Marinho-Filho, J. 2012. The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology* 28(2):259–269.”

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 3

ABORDAGENS ECOLÓGICAS

DIEGO M.P. CASTRO, MARCOS CALLISTO, MARDEN S. LINARES,
DÉBORAH R.O. SILVA, JULIANA S. FRANÇA, DIEGO R. MACEDO,
DÉBORA R. CARVALHO, PAULO S. POMPEU & KELE R. FIRMIANO

Castro D.M.P., Callisto M., Linares M.S., Silva D.R.O., França J.S., Macedo D.R., Carvalho D.R., Pompeu P.S. & Firmiano K.R. (2019). Abordagens Ecológicas. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves. Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 63-130 (Série Peixe Vivo, 7). DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas-3

3- ABORDAGENS ECOLÓGICAS

Este capítulo descreve alguns conceitos e definições de assembleias, comunidades, guildas, e aborda os principais indicadores biológicos e ecológicos utilizados em estudos de avaliação de integridade biótica em ecossistemas aquáticos continentais.

3.1- Assembleias e Comunidades Biológicas

Como visto no Capítulo 2, seção 2.2, cada nível hierárquico em Ecologia apresenta características de processos e estruturas únicas, permitindo diferentes abordagens sob a perspectiva de sistemas ecológicos específicos, no intuito de responder a questões ecológicas (Ricklefs 2010). A abordagem de comunidades, por exemplo, busca entender padrões na estrutura e comportamento de grupos de populações e suas interações (Begon *et al.* 2007). Não há consenso sobre o conceito de comunidade na literatura (Fauth *et al.* 1996, Stroud *et al.* 2015) (Tabela 1). De maneira geral, uma comunidade pode ser definida como um grupo de populações de espécies que interagem e ocorrem juntas no espaço (Stroud *et al.* 2015), onde são considerados apenas os componentes bióticos e as relações entre eles (Eichhorn 2016).

TABELA 1 – Definições de comunidade utilizadas em Ecologia (adaptado de Stroud *et al.* 2015).

DEFINIÇÃO	FONTE
Espécies que ocorrem juntas no tempo e espaço.	(Begon <i>et al.</i> 1990)
Associação de populações interagindo, geralmente definida pela natureza de sua interação ou local onde vivem.	(Ricklefs & Miller 1999)
Grupo de organismos que vivem juntos e em que as diferentes espécies e indivíduos interagem uns com os outros.	(Tudge 1991)
Grupo de plantas e animais que interagem habitando uma determinada área.	(Smith 1992)
Conjunto de plantas e animais que interagem em um local compartilhado.	(Freedman 1989)
Grupo de populações de plantas e animais em um determinado local; unidade ecológica utilizada em sentido amplo para incluir grupos de vários tamanhos numéricos e graus de integração.	(Krebs 1985)
Coleção de espécies encontradas em um determinado local.	(Morin 2011)
Componente biótica viva total de um ecossistema, incluindo plantas, animais e microrganismos.	(Calow 2009)
Grupo de populações de plantas e animais em um determinado local; usado em sentido amplo para referir-se a unidades ecológicas de vários tamanhos e graus de integração.	(Stiling 1996)
Grupo de espécies vivendo juntas e interagindo através de processos ecológicos como competição e predação.	(Levinton 2016)
Associação de populações interagindo, geralmente definida pela natureza de sua interação ou pelo local onde vive.	(Ricklefs & Miller 1999)
Associação de espécies ou todos os organismos que interagem vivendo em uma determinada área.	(Molles Jr. 2012)
Todas as espécies de organismos encontradas em uma área definida, ao longo do tempo ecológico.	(Dodds 2009)

Outro termo comum em estudos ecológicos refere-se às assembleias biológicas. Como não necessariamente uma amostra biológica representa toda a comunidade, o termo assembleia sugere um recorte metodológico para estudos ecológicos, cujo foco seja em grupos selecionados de organismos (Eichhorn 2016). Assim como ocorre com o conceito de comunidade, não há um consenso para a definição ecológica de uma assembleia (Fauth *et al.* 1996), embora seja amplamente aceita como sendo grupos taxonômica e filogeneticamente relacionados dentro de uma comunidade biológica (Stroud *et al.* 2015). Neste sentido, por exemplo, enquanto para o sudeste brasileiro tem se utilizado a definição de assembleia de peixes, uma vez que todas as espécies pertencem ao grupo dos teleosteos, para rios da Amazônia é mais apropriado tratarmos como comunidade de peixes, devido à presença adicional de peixes cartilaginosos, como as arraias (elasmobrânquios; Reis *et al.* 2003).

Em qualquer estudo ecológico, é preciso ter clareza dos conceitos utilizados, pois muitos deles são empregados erroneamente como sinônimos. Muitas vezes os termos “comunidades”, “assembleias”, “guildas” são utilizados em um mesmo trabalho, podendo gerar erros em avaliações de diversidade biológica. Devido à imprecisão de alguns destes termos utilizados em Ecologia e relacionados à organização de espécies, Fauth *et al.* (1996) propuseram uma solução simples para definir os principais termos utilizados para descrever conjuntos de espécies (Figura 15). Os autores propuseram três conjuntos sobrepostos delineados pela filogenia, geografia e recursos. O primeiro conjunto, filogenia, engloba espécies de ascendência comum. O segundo conjunto, geografia, delimita as espécies em uma determinada área. Por fim, o terceiro grupo, recursos, delimita as espécies que utilizam os mesmos recursos, mas não têm relação com filogenia ou distribuição geográfica. Desta forma, “comunidades” são definidas como coleções de espécies ocorrendo em um dado lugar e tempo específicos, sendo que o limite geográfico pode ser natural (p. ex. organismos em uma bacia hidrográfica) ou arbitrário (p. ex. organismos em um trecho de rio). “Guildas” são grupos de organismos que utilizam um mesmo conjunto de recursos (p. ex. guildas tróficas). “Assembleias” consistem em membros filogeneticamente relacionados em uma

comunidade biológica (p. ex. assembleia de insetos aquáticos). Finalmente, um termo menos utilizado, “ensembles” compreendem espécies filogeneticamente relacionadas e que compartilham os mesmos recursos (Fauth *et al.* 1996, Magurran 2004).



FIGURA 15– Diagrama de Venn, proposto por Fauth *et al.* (1996), definindo os termos mais utilizados em diversidade biológica (adaptado de Magurran 2004).

3.2- Biomonitoramento e Diversidade Biológica

Comunidades ou assembleias biológicas que respondem a impactos antrópicos e alterações no habitat são consideradas indicadoras biológicas (ou bioindicadoras) (Rosenberg & Resh 1993). Suas características biológicas e ecológicas refletem o estado de um sistema ecológico, possibilitando estabelecer relações de causalidade, antever mudanças futuras no ambiente e obter um diagnóstico de condições ecológicas (Dale & Beyeler 2001).

As várias medidas de características biológicas e ecológicas podem ser utilizadas para avaliar a integridade biótica através de índices multimétricos, principalmente com o objetivo de avaliar pressões antrópicas sobre ecossistemas aquá-

ticos (Karr 1981, Karr 1999). Essas avaliações geralmente são realizadas através de programas de biomonitoramento, que levam em conta aspectos espaciais e temporais com o objetivo de utilizar as respostas biológicas para avaliar mudanças no ambiente (Rosenberg & Resh 1993). As abordagens aplicadas a programas de biomonitoramento são, em geral, mais eficientes em comparação às medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos na coluna d'água. Assim, o monitoramento tradicional através de parâmetros da água tem sido substituído por avaliações que englobam as características biológicas dos ecossistemas (Thompson *et al.* 2008).

Atualmente, indicadores biológicos são utilizados no monitoramento ambiental em escala continental nos Estados Unidos (Whittier *et al.* 2007), União Europeia (Hering *et al.* 2006) e Austrália (Simpson & Norris 2000), evidenciando o seu potencial em programas de monitoramento em um país de dimensões continentais como o Brasil. Para tal, deve-se ainda aprimorar o marco legal, pois enquanto nos EUA e Europa o biomonitoramento é obrigatório (Ruaro & Gubiani 2013), no Brasil é apenas opcional na avaliação de qualidade de corpos d'água (Brasil 2005).

O uso de organismos bioindicadores como ferramenta potencial de avaliação de integridade biótica deve atender aos seguintes critérios: (i) fácil mensuração; (ii) sensibilidade a estressores; (iii) resposta previsível a estresses antropogênicos; (iv) antecipação de mudanças iminentes no ambiente; (v) previsibilidade de mudanças que possam ser evitadas por ações de manejo; (vi) integração com as mudanças ao longo de gradientes ambientais; (vii) resposta conhecida a distúrbios naturais e de origem antrópica; (viii) baixa variabilidade de respostas a estressores (Dale & Beyeler 2001). Essas características colocam a abordagem com indicadores biológicos em vantagem às abordagens tradicionais que utilizam apenas parâmetros abióticos para avaliação de condições ecológicas (Karr 1999), pois refletem, durante seu tempo de vida ou tempo de residência, o componente temporal na avaliação de integridade biótica de um ecossistema aquático. Dessa forma, organismos bioindicadores refletem os efeitos de pressões e estressores de origem antrópica ao longo do tempo, enquanto que medidas físicas e químicas apenas

caracterizam condições ecológicas no momento da amostragem (Holt 2010).

Vários indicadores biológicos podem ser utilizados em programas de biomonitoramento, sendo que as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e peixes são as mais frequentes em estudos ecológicos em ecossistemas aquáticos (Resh 2008). A vantagem em utilizar diferentes grupos é aproveitar suas características intrínsecas, o que pode resultar em respostas complementares e mais confiáveis. Em outras palavras, enquanto os macroinvertebrados bentônicos apresentam vantagem em serem amplamente distribuídos (permitindo comparações), possuírem mobilidade restrita (refletindo com fidelidade as condições locais) e possuírem ampla diversidade taxonômica, seu uso apresenta dificuldades quanto à identificação taxonômica, que é dispendiosa e raramente realizada em resolução taxonômica de espécies (Bonada *et al.* 2006). Em geral, as assembleias de peixes têm a vantagem de serem facilmente identificáveis ao nível de espécies, de apresentarem ampla distribuição e de serem amplamente conhecidas, apresentando apelo junto à sociedade e tomadores de decisão (sua importância é reconhecida pelo público leigo em geral). Além disso, por possuírem ciclo de vida relativamente longo e por representarem diversos níveis tróficos em uma teia trófica aquática, são excelentes bioindicadores (Karr 1981). Por outro lado, há a desvantagem de serem organismos bastante móveis e, neste caso, poderem migrar para áreas menos impactadas (Resh 2008). Assim, as diferenças de sensibilidade, mobilidade e fisiologia entre assembleias de peixes e de macroinvertebrados bentônicos resultam em diferentes correlações com variáveis ambientais, especialmente as relacionadas a pressões antropogênicas e mudanças nos habitats físicos (Marzin *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2014).

As abordagens tradicionais para avaliar condições ecológicas e a influência de distúrbios antropogênicos em ecossistemas aquáticos geralmente focam na estrutura taxonômica de comunidades biológicas (p. ex. riqueza de espécies, abundância, densidade e índices de diversidade) (Niemi & McDonald 2004). Mais recentemente, índices multimétricos baseados na abundância e composição de organismos têm sido propostos para avaliar condições ambientais (Moya *et al.* 2011, Couceiro *et al.* 2012, Macedo *et al.* 2016). No entanto, seu uso está limi-

tado à região para a qual esses índices foram desenvolvidos, pois há uma variação na composição de espécies devido a aspectos biogeográficos, tornando-os mais relevantes em amplas escalas espaciais (Heino 2001, Bonada *et al.* 2007). Esses índices não levam em consideração diferenças morfológicas, fisiológicas, funcionais e filogenéticas das espécies, sendo um consenso que essas medidas tradicionais são estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento de comunidades (Diaz & Cabido 2001, Petchey & Gaston 2006). Assim, os padrões observados podem resultar de variações estocásticas naturais, que são independentes de mudanças associadas a perturbações humanas (Dolédéc *et al.* 2011). Portanto, torna-se essencial o uso de abordagens que levem em consideração as diferenças evolutivas, biológicas, ecológicas, funcionais ou termodinâmicas entre espécies em estudos de avaliações de integridade biótica, pois fomentam a melhoria dos índices desenvolvidos para avaliar as condições ambientais de bacias hidrográficas (McGill *et al.* 2006, Villéger *et al.* 2008).

3.3 - Indicadores Ecológicos

Indicadores ecológicos são definidos como características mensuráveis de estrutura, composição ou função de sistemas ecológicos, que podem ser utilizadas para avaliar a saúde ambiental ou para diagnosticar as causas de alterações ambientais (Jørgensen 2007a). Esses indicadores sintetizam uma ampla gama de respostas dos ecossistemas em um valor numérico que pode ser relacionado a várias características físicas, químicas, morfológicas e biológicas (Jørgensen & Nielsen 2007). Ao combinar vários atributos do ecossistema em um único valor, os indicadores também fornecem uma medida da qualidade ambiental de uma forma potencialmente acessível ao público não especializado (Friberg 2014). Dessa forma, indicadores ecológicos podem fornecer subsídios para tomadores de decisões e gestores implementarem medidas de manejo que protejam os ecossistemas aquáticos e os bens e serviços que proporcionam à humanidade (Karr 1999).

No Brasil, indicadores ecológicos são pouco utilizados por órgãos de gestão,

pois a legislação ambiental que classifica a qualidade de água – Resolução CONAMA 357, de 18 de março de 2005 (Brasil, 2005) – determina apenas a utilização de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos como indicadores de qualidade de água para a avaliação de qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos. Em geral, as avaliações de qualidade de água através desses parâmetros atendem aos usos para consumo doméstico, industrial e agricultura, mas não fornecem respostas claras sobre a condição de qualidade ambiental e integridade ecológica (Silveira 2004). Pesquisas ecológicas básicas (p. ex. Firmiano *et al.* 2017) têm demonstrado que organismos aquáticos podem ser eliminados mesmo quando atendidos os parâmetros de qualidade de água estabelecidos pela legislação ambiental, como o CONAMA 357/2005.

3.4 - Limiares em Comunidades Biológicas

Pressões antrópicas têm alterado as condições do ambiente físico em uma escala temporal excessivamente curta (Hendry *et al.* 2017). Considerando que as respostas adaptativas dos organismos normalmente ocorrem em escalas evolutivas, em geral temporalmente longas (i.e., milhares de anos), a tendência é que muitos organismos desapareçam por não conseguirem suportar as novas condições ambientais. Assim, novas condições ambientais são geradas pelo aumento de estressores de origem antrópica que podem alterar severamente a estrutura de comunidades biológicas, sendo observadas respostas limiares (King & Baker 2014). Adotamos o conceito de limiares ecológicos em comunidades, definido por Baker & King (2010), como sendo o aumento ou diminuição acentuada na frequência e/ou abundância de espécies em algum ponto ao longo de um gradiente gerado pelo aumento de um estressor de origem antrópica. Neste ponto, observa-se mudança rápida e abrupta na estrutura de comunidades quando comparadas a outros pontos no gradiente. Novos gradientes alteram a estrutura de comunidades devido ao efeito de pressões seletivas que favorecem as espécies nativas menos especializadas, mas com alta plasticidade fisiológica. Desta forma, os organismos adaptam-se às novas condições ambientais por plasticidade fisio-

lógica. Nessas condições, é facilitado também o estabelecimento de espécies não nativas adaptadas às novas condições ambientais (King & Baker 2014). A Figura 16 ilustra as respostas teóricas de uma dada espécie ao longo de um gradiente ambiental natural e a um novo gradiente. Neste exemplo, o gradiente natural representa a declividade em um riacho (em azul), e o novo gradiente representa uma fonte de poluição difusa (em vermelho). A curva em azul representa o intervalo de frequência e/ou abundância esperado à medida em que a declividade aumenta, enquanto a curva vermelha representa o novo gradiente e uma nova dimensão sendo teoricamente independente (ou ortogonal) ao gradiente natural. Neste exemplo, o novo gradiente tem um efeito negativo sobre a espécie, mas dependendo da localização no gradiente natural, a espécie pode responder de forma diferente ao novo gradiente.

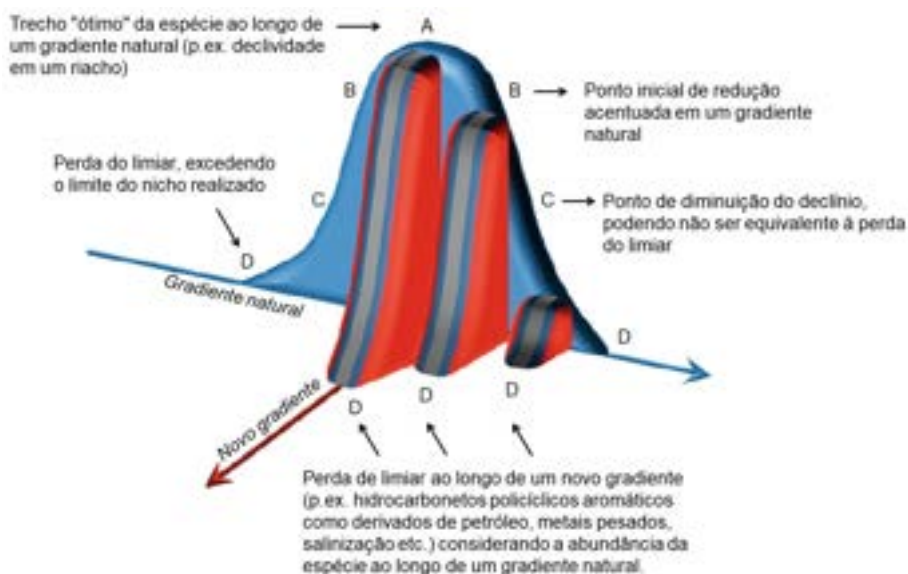


FIGURA 16 – Diagrama conceitual ilustrando as respostas esperadas de uma única espécie para um gradiente natural e a um novo gradiente (adaptado de King & Baker 2014).

3.5 - Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores

Macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade de água em programas de avaliação de condições ambientais de ecossistemas aquáticos (Bonada *et al.* 2006). Segundo Rosenberg & Resh (1993), os macroinvertebrados bentônicos oferecem vantagens como bioindicadores de pressões antrópicas em ecossistemas aquáticos pelas seguintes razões: (i) são ubíquos e, portanto, podem ser afetados pelo efeito de pressões antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos; (ii) apresentam alta riqueza de táxons com diferentes níveis de sensibilidade ao estresse; (iii) são relativamente sésseis, o que permite analisar o efeito de estresse em escala espacial; (iv) apresentam ciclo de vida relativamente longo nos ecossistemas aquáticos, o que permite avaliar o efeito de estresse ao longo do tempo. De uma maneira geral, os táxons de macroinvertebrados bentônicos podem ser classificados como sensíveis, tolerantes e resistentes a alterações de origem antrópica (Callisto *et al.* 2001) (Figura 17).

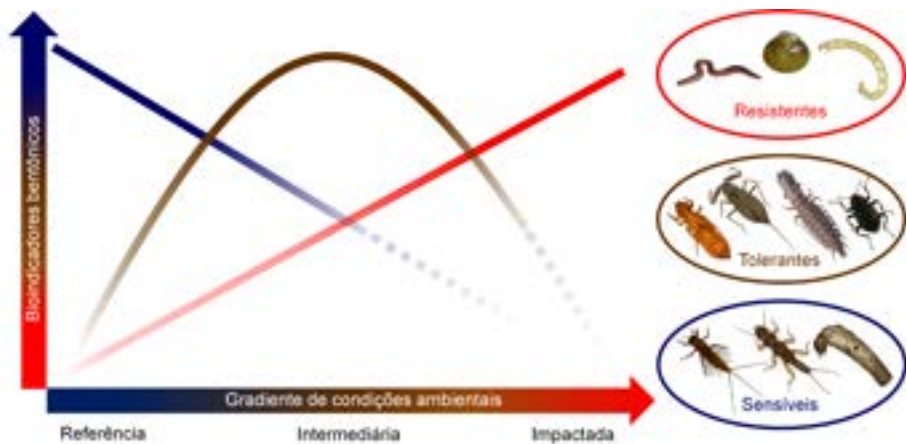


FIGURA 17– Mudanças esperadas na composição de assembleias ou comunidades biológicas bioindicadoras ao longo de um gradiente de condições ambientais (cores das linhas em azul: macroinvertebrados sensíveis; marrom: tolerantes; vermelho: resistentes). (Desenhos de macroinvertebrados bentônicos de Pau Fortuño (Universidade de Barcelona), exceto Megaloptera (Cao & Liu, 2013).

A Figura 18 ilustra as mudanças na estrutura de comunidades de macroinvertebrados ao longo de um gradiente de condições ambientais. Em sítios de referência, é esperada alta riqueza de grupos sensíveis, com predomínio de organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Em sítios em condições intermediárias, é esperada alta riqueza de grupos tolerantes, com predomínio de organismos pertencentes às ordens Odonata, Heteroptera, Megaloptera e Coleoptera. Em sítios impactados, há perda de organismos sensíveis e tolerantes, enquanto que aqueles considerados resistentes predominam, principalmente os pertencentes à classe Oligochaeta, à ordem Diptera e ao filo Mollusca.



FIGURA 18 – Arcabouço conceitual utilizado pela equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG na utilização de bioindicadores bentônicos em estudos de avaliação de qualidade ambiental e programas de biomonitoramento em bacias hidrográficas. Os bioindicadores são utilizados em estudos de gradiente de condições ambientais desde ecossistemas em condições de referência até ecossistemas severamente impactados por atividades humanas.

3.6 - Atributos Biológicos e Ecológicos

Um atributo ("*trait*" em inglês) é definido como qualquer característica morfológica, fisiológica ou fenológica de um organismo (Violle *et al.* 2007). Essas características são propriedades mensuráveis de um organismo e são divididas em características biológicas (p. ex. ciclo de vida, tamanho corporal máximo, mobilidade, hábitos alimentares, reprodução) e ecológicas (relacionadas às preferências de habitat, como temperatura e tolerância à poluição orgânica), refletindo as adaptações dos organismos às condições ambientais (Menezes *et al.* 2010; Tabela 2). Os atributos funcionais também podem ser definidos como características que influenciam o fitness de um organismo (através de seus efeitos sobre crescimento, reprodução e sobrevivência) e o funcionamento de ecossistemas (Violle *et al.* 2007) e podem ser utilizados para avaliar a diversidade funcional de comunidades (Petchey & Gaston 2006). Os atributos de espécies têm sido utilizados como uma abordagem alternativa ou complementar às abordagens taxonômicas mais tradicionais utilizadas para elucidar alterações em comunidades biológicas em ecossistemas de água doce e fornecem inúmeras aplicações práticas na avaliação de riachos (Statzner & Bêche 2010, Culp *et al.* 2011, Mondy *et al.* 2012). Além disso, os atributos funcionais são um *proxy*¹ promissor para avaliar a função de comunidades ou de ecossistemas em resposta a vários tipos de perturbações de atividades humanas (Tilman *et al.* 1997, Verberk *et al.* 2013, Enquist *et al.* 2015, Gagic *et al.* 2015), como mudanças nos usos da terra (Vandewalle *et al.* 2010, Dolédec *et al.* 2011).

¹ Em ecologia, um *proxy* corresponde a qualquer variável que possa ser mensurada em um ecossistema a fim de permitir inferências sobre um processo ecológico (Stephens *et al.* 2015).

Tabela 2 – Exemplos de atributos funcionais de macroinvertebrados bentônicos (adaptado de Castro *et al.* 2017).

ATRIBUTOS FUNCIONAIS	CATEGORIAS
Tamanho corporal	<1.5mm 1.5 – 2.5mm 2.5 – 3.5mm 3.5 – 5.0mm 5.0 – 10mm >10mm
Número potencial de ciclos reprodutivos por ano	< ou =1 > 1
Hábitos alimentares	predador fragmentador coletor-catador filtrador raspador
Locomoção	nadador escavador escalador enterrado
Flexibilidade corporal	<10° 10 – 45° >45°
Formato do corpo	achatado hidrodinâmico cilíndrico esférico
Relação com substrato	vida livre construtores de rede construtores de casa

Do ponto de vista da gestão de ecossistemas, espera-se que as avaliações baseadas em atributos biológicos e ecológicos ofereçam vantagens e aplicações práticas em relação às avaliações baseadas na taxonomia (Culp *et al.* 2011). A ligação de respostas de atributos a distúrbios oferece as seguintes vantagens: (i) a composição dos atributos de comunidades é mais espacialmente estável que a composição taxonômica, permitindo comparações entre diferentes regiões biogeográficas, superando as variações na composição taxonômica específica de um local (Statzner *et al.* 2001, Statzner *et al.* 2004); (ii) os atributos cobrem uma ampla gama de respostas a múltiplos estressores (Dolédéc *et al.* 1999, Mondy *et al.* 2016); e (iii) os atributos permitem uma compreensão mais mecanicista dos tipos de impactos em um dado ecossistema (Culp *et al.* 2011, Verberk *et al.* 2013). Muitos estudos, especialmente na Europa (p. ex. Usseglio-Polatera & Beisel 2002, Statzner *et al.* 2005, Dolédéc *et al.* 2006, Archaimbault *et al.* 2010) demonstraram que a abordagem baseada em múltiplos atributos pode detectar melhor o impacto de atividades humanas em ecossistemas aquáticos em comparação aos métodos tradicionais (p. ex. índices de diversidade ou análises químicas) (Figura 19).



FIGURA 19 – Representação esquemática da utilização de atributos funcionais na avaliação de integridade biótica de ecossistemas aquáticos (adaptado de Sylvain Dolédéc).

Os processos que governam as relações entre as comunidades biológicas e seu meio ambiente foram descritos utilizando teorias ecológicas. O "*Habitat Templet*" (Southwood 1977) e sua adaptação para rios, o "*River Habitat Templet*" (Townsend & Hildrew 1994), enfatizam que combinações específicas de atributos determinam a capacidade de indivíduos coexistirem em uma comunidade local sob condições ambientais específicas. Derivada dessas teorias, a hipótese de filtros ambientais de habitats (Poff 1997) postula que os conjuntos menos adequados de atributos biológicos são eliminados em um determinado ambiente e que apenas os táxons possuindo atributos que passam pelos filtros dos habitats estarão presentes na comunidade (Figura 20). Existe, portanto, uma maior correspondência entre as condições ambientais e a composição dos atributos do que entre as condições ambientais e a composição das espécies. Nesse contexto, distúrbios humanos representam filtros ambientais adicionais que podem alterar a composição de características esperadas das assembleias em condições naturais (Floury *et al.* 2017).

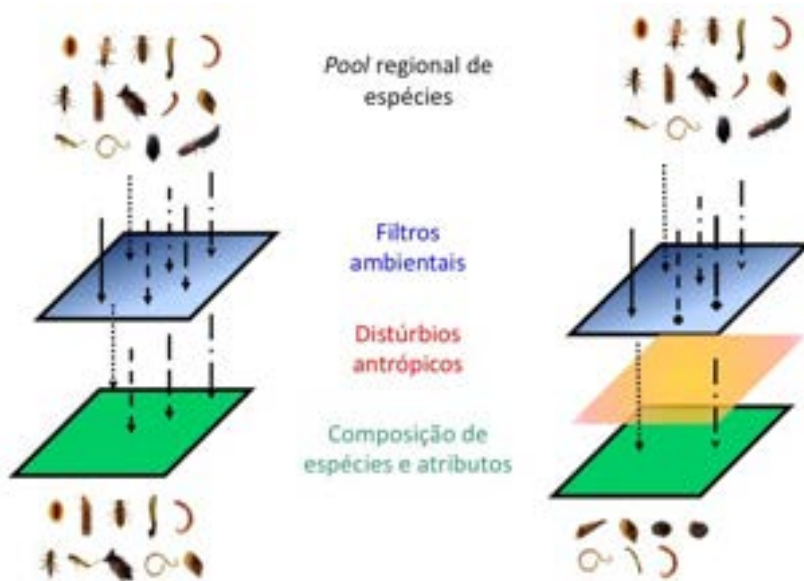


FIGURA 20 – Múltiplas escalas espaciais estão relacionadas a filtros ambientais que determinam a composição de espécies e atributos funcionais de uma comunidade. Os distúrbios antrópicos atuam como um filtro adicional às espécies e atributos em uma região.

O uso de uma abordagem de atributos funcionais permite avaliar a ocupação de nichos ecológicos, a regularidade dos atributos das espécies dentro de comunidades, o nível de especialização funcional, redundância funcional e a contribuição de características individuais para a estrutura de comunidades (Villéger *et al.* 2008, Mouillot *et al.* 2013). Identificar como as pressões humanas modificam a composição de atributos funcionais de comunidades pode melhorar nossa capacidade de prever padrões e processos em ecossistemas aquáticos e auxiliar no desenvolvimento de ferramentas que complementem avaliações tradicionais para ações de gestão e iniciativas de conservação (Jonsson *et al.* 2017, Pallottini *et al.* 2017).

3.7- Especialização Funcional de Comunidades

Especialização ecológica refere-se à área no espaço do nicho ecológico utilizado por uma espécie devido aos seus atributos específicos (Futuyma & Moreno 1988). Nos ecossistemas de água doce, tem sido discutido que a substituição de especialistas por espécies generalistas ocorre como uma resposta das comunidades biológicas às atividades humanas, como a degradação do habitat e a intensidade dos usos do solo (Olden *et al.* 2004, Petsch 2016). A homogeneização funcional de comunidades pode alterar o funcionamento e a produtividade do ecossistema e pode resultar na deterioração de serviços ecossistêmicos (Clavel *et al.* 2011). A especialização de uma comunidade pode ser estimada como a especialização média das espécies que a compõem e pode ser utilizada como ferramenta indicadora do grau de conservação e vulnerabilidade (Devictor *et al.* 2010). Por exemplo, sítios com maiores índices de impacto antrópico terão uma maior proporção de atributos generalizados, enquanto sítios com maior integridade biótica terão maior heterogeneidade funcional (Figura 21).



A



B

FIGURA 21 – Atributos como indicadores ecológicos. O aumento de pressões antrópicas seleciona comunidades compostas por espécies com atributos mais generalizados e maior homogeneidade funcional (A), enquanto que sítios com maior integridade biótica permitem o estabelecimento de comunidades compostas por espécies com atributos mais especializados e maior heterogeneidade funcional (B).

As mudanças funcionais ecologicamente significativas que podem ocorrer em comunidades homogeneizadas são independentes das identidades taxonômicas. Assim, é necessária uma avaliação que leve em consideração não somente a perda da diversidade de espécies, mas também a perda de diversidade funcional e filogenética de comunidades biológicas (Olden *et al.* 2004). Nos ecossistemas de água doce, a substituição de espécies especialistas por generalistas tem ocorrido como uma resposta das assembleias à degradação do habitat e à alteração na cobertura do solo (Siqueira *et al.* 2015, Petsch 2016). Essa substituição pode levar à homogeneização funcional, aumentando a similaridade de características das espécies (Mondy & Usseglio-Polatera 2014). Consequentemente, pode aumentar a vulnerabilidade das espécies às mudanças ambientais e diminuir a resiliência e/ou resistência a distúrbios (Olden *et al.* 2004). Portanto, entender as consequências da homogeneização de comunidades por atividades humanas e identificar os principais fatores que causam essas mudanças são abordagens científicas importantes para a biologia da conservação.

3.8 - Indicadores Termodinâmicos

3.8.1- Termodinâmica e Ecologia

Termodinâmica é a ciência que estuda os processos de troca e conversão de energia e suas relações com trabalho (Stremke *et al.* 2011). As leis da termodinâmica regem esses processos, sendo invioláveis por quaisquer meios naturais ou tecnológicos (Pulselli *et al.* 2011). A primeira lei da termodinâmica, também chamada de Lei da Conservação de Energia, afirma que a energia pode ser transformada de uma forma em outra, mas não pode ser criada ou destruída (Svirezhev 2000). A segunda lei, também conhecida como Lei da Entropia, afirma que nenhum processo de transformação energética ocorrerá espontaneamente a menos que haja degradação da energia de uma forma mais concentrada em outra mais dispersa (Svirezhev 2000). A terceira lei, conhecida como Teorema de Nernst, afirma que quando a temperatura de um sistema se aproxima do zero absoluto, seu grau de desordem aproxima-se ao seu valor mínimo (Svirezhev 2000).

Processos de transformação de energia não possuem 100% de eficiência e parte da energia é perdida em uma forma incapaz de realizar trabalho útil, geralmente como energia térmica na forma de calor. Como resultado, a quantidade total de energia permanece a mesma (obedecendo à primeira lei), mas a sua qualidade é diminuída (conforme a segunda lei). Esta forma de energia incapaz de realizar trabalho útil é chamada de entropia, termo que também denota o grau de desordem de um sistema (Svirezhev 2000). Com o tempo, em um sistema fechado, a tendência é que a entropia aumente até atingir um ponto máximo onde não haja mais gradientes energéticos e cessem os fluxos de energia. Este estado é chamado de equilíbrio termodinâmico (Jørgensen 2007b).

Para que um sistema possa continuar indefinidamente com processos de transformação de energia, é preciso que se mantenha distante do equilíbrio termodinâmico (Jørgensen 2007c). Para tanto, o sistema necessita absorver um fluxo contínuo de energia de alta qualidade (ou baixa entropia) e expelir continuamente energia de baixa qualidade (ou alta entropia). Assim, para se manter distante do equilíbrio termodinâmico, um sistema precisa ser termodinamicamente aberto, capaz de realizar trocas de energia com o ambiente externo.

Nos sistemas ecológicos, o distanciamento do equilíbrio termodinâmico é alcançado através da produção primária e da respiração, respectivamente (Jørgensen 2007b). Na produção primária, o ecossistema absorve energia de alta qualidade, geralmente na forma de energia radiante proveniente do Sol e transforma parte dela em energia potencial química, que é armazenada na biomassa dos seres autotróficos (Jørgensen 2009). Na respiração, essa energia armazenada é utilizada para alimentar diversos processos metabólicos e, então, eliminada na forma de energia térmica (Svirezhev 2000).

A aplicação dos conceitos de termodinâmica na ecologia teve início nos primórdios da ecologia moderna, com a síntese de Lindeman (1942), que descreveu a estrutura do ecossistema como uma pirâmide trófica. Influenciado pelos trabalhos de Elton, que em 1927 desenvolveu o conceito de nicho e publicou os primeiros estudos sobre teias tróficas e fluxo de energia, e Hutchinson, que em 1940 publicou trabalhos sobre transferência de energia, processos tróficos e sucessão,

Lindeman conseguiu descrever importantes padrões para comunidades com base em relações nutricionais e tróficas regidas pela segunda lei da termodinâmica (Rezende *et al.* 2008). No entanto, a difusão da ecologia termodinâmica foi impulsionada após a publicação, em 1953, do livro *Fundamentos de Ecologia* pelos irmãos Howard Odum e Eugene Odum, onde é descrito um modelo termodinâmico para a sucessão e o desenvolvimento de ecossistemas. Durante as décadas seguintes a essa publicação seminal, surgiram várias abordagens ecossistêmicas com ênfase na relação entre a termodinâmica e a teoria da informação (p. ex. Odum 1956, Golley 1961, Fisher & Likens 1973).

Dentre as várias categorias de indicadores biológicos, os indicadores termodinâmicos destacam-se por serem baseados em conceitos da física necessários para descrever o estado de um ecossistema (Ludovisi & Jørgensen 2009). Os indicadores termodinâmicos não estão sujeitos às limitações dos indicadores taxonômicos, por proverem uma linguagem universal para comparar diferentes organismos e ecossistemas. Em outras palavras, pode haver dificuldade para generalização e comparação entre diferentes ecossistemas ao se utilizar indicadores taxonômicos, pois a composição taxonômica varia geograficamente de acordo com a história evolutiva e os limites ambientais locais (Karr 1999).

A partir deste desenvolvimento e popularização do uso de conceitos da termodinâmica na ecologia, foram desenvolvidos indicadores termodinâmicos que buscam avaliar a condição de um sistema ecológico de forma holística, baseada nas propriedades e na estrutura do sistema como um todo (Jørgensen 2007c). Dentre os vários indicadores termodinâmicos, destacam-se os baseados em exergia, como a ecoexergia e a ecoexergia específica (Jørgensen & Mejer 1977).

3.8.2- Ecoexergia

Ecoexergia é definida por Jørgensen *et al.* (2005) como a distância entre o estado atual do ecossistema e como este seria caso estivesse em equilíbrio termodinâmico com o ambiente abiótico. Em outras palavras, ecoexergia é a medida da quantidade de trabalho necessária para criar um determinado sistema biológico a

partir de seus compostos químicos primários (Susani *et al.* 2006). Tomada por si só, a ecoexergia de um ecossistema é a diferença entre o conteúdo de entropia de um sistema e o de sua referência (Svirezhev 2000) e representa a medida estrutural da biomassa e a informação nela embutida (Jørgensen *et al.* 1995). Ecoexergia específica é definida como a ecoexergia total dividida pela biomassa total, medindo a capacidade do ecossistema de utilizar fluxos externos de energia, refletindo o grau de complexidade ou desenvolvimento do sistema (Silow & Mokry 2010). O distanciamento do sistema em relação ao equilíbrio termodinâmico ocorre de três formas: (1) aumento na estrutura física do sistema na forma de biomassa; (2) aumento do número de ligações entre os componentes do sistema, aumentando o fluxo interno de energia; (3) aumento da informação embutida no sistema, aumentando sua complexidade (Jørgensen 2006). Esses conceitos derivam de outro conceito, oriundo da mecânica, chamado exergia.

Exergia é definida como a quantidade máxima de trabalho em um sistema que pode ser obtida em um processo que o leve ao equilíbrio termodinâmico com um estado de referência, ou seja, representa a distância do sistema em seu presente estado em relação ao equilíbrio termodinâmico (Silow & Mokry 2010). Para adaptar este conceito para a ecologia, na forma da ecoexergia, foram desenvolvidas diferenças conceituais buscando adequar o indicador para o uso em sistemas biológicos (Ludovisi & Jørgensen 2009). Primeiramente, uma vez que um estado de referência externo seria apenas outro ecossistema, a ecoexergia utiliza como estado de referência o próprio ecossistema em um estado teórico de degradação máxima, sendo formado apenas por seus elementos químicos básicos. Outra importante diferença para a exergia mecânica é que o seu cálculo leva em conta primariamente diferenças de temperatura e pressão entre o sistema e o estado de referência (Susani *et al.* 2006). Como o estado de referência utilizado na ecoexergia é o próprio ecossistema em um diferente estado de desenvolvimento, diferenças de pressão e temperatura são pouco relevantes (Susani *et al.* 2006).

Buscando explicar a complexidade de sistemas ecológicos através do arcabouço teórico da ecoexergia, Jørgensen (2007b) desenvolveu a Teoria Integrada dos Ecossistemas, baseada em dez princípios observacionais:

1. Todos os ecossistemas são sistemas abertos localizados em um ambiente no qual recebem inputs de matéria e energia e no qual descarregam um output de matéria e energia.
2. Ecossistemas possuem vários níveis de organização e operam hierarquicamente.
3. Termodinamicamente, a vida baseada em carbono é viável entre 250 e 350 Kelvin.
4. Massa, incluindo biomassa, e energia são conservadas.
5. A vida baseada em carbono na Terra possui uma bioquímica básica característica que todos os organismos compartilham.
6. Nenhum sistema ecológico existe em isolamento, mas sim conectado a outros.
7. Todos os processos ecossistêmicos são irreversíveis.
8. Processos biológicos utilizam energia capturada (input) para se colocarem distantes do equilíbrio termodinâmico e se manterem em um estado de baixa entropia em relação ao ambiente.
9. Após a absorção inicial de energia, o crescimento e desenvolvimento de um ecossistema é possível por: (i) aumento em sua estrutura física (biomassa); (ii) aumento nas ligações entre suas partes constituintes (maior ciclagem); (iii) aumento na informação embutida no sistema (informação genética).
10. Um ecossistema recebendo energia tentará maximizar sua capacidade de armazenamento de energia útil se mais de uma possibilidade lhe for apresentada, de modo que, em longo prazo, aquela que mova o sistema mais distante do equilíbrio termodinâmico será a selecionada.

Ecoexergia e ecoexergia específica podem ser utilizadas como indicadores ambientais e devem ser utilizadas complementarmente (Marques *et al.* 2003). Valores mais altos destes parâmetros são indicativos de maior diversidade, maior redundância funcional e maior resiliência de sistemas mais complexos (Salas *et al.* 2005). Isso pode ser interpretado como uma consequência do princípio 10 da

Teoria Integrada dos Ecossistemas (Jørgensen 2007c), onde o ecossistema tende a maximizar a sua capacidade de armazenamento de ecoexergia, tendendo a se estabilizar na condição que deixe o sistema mais distante do equilíbrio termodinâmico. Desta forma, é esperado que um ecossistema perturbado apresente menor ecoexergia e ecoexergia específica quando comparado a um ambiente pouco perturbado, uma vez que distúrbios aumentariam a entropia do ecossistema (Jørgensen 2007a). Neste contexto teórico, a utilização da ecoexergia como indicador ecológico propõe uma relação inversa da ecoexergia de um sistema ecológico em um gradiente de distúrbios ambientais (Figura 22).



FIGURA 22 – Representação da aplicação do conceito de ecoexergia a ecossistemas aquáticos (adaptada de Jørgensen *et al.* 2005 e Salas *et al.* 2005). Autoria: Gisele Moreira dos Santos.

Apesar de sua publicação inicial ter acontecido no final dos anos 1970 (Jørgensen & Mejer 1977), as primeiras utilizações práticas da ecoexergia como indicador ambiental foram publicadas no final dos anos 1990. Marques *et al.* (1997) testaram as respostas de ecoexergia e ecoexergia específica em um gradiente de eutrofização no estuário do rio Mondego, Portugal, comparando-as com as respostas de indicadores de biodiversidade. Xu (1997) utilizou ecoexergia e ecoexergia espe-

cífica como indicadores no lago Chaolu, China, determinando suas relações com diversos parâmetros ambientais, como eutrofização e biodiversidade. Esses trabalhos pioneiros detectaram uma forte correlação da ecoexergia com biodiversidade, bem como forte correlação negativa com eutrofização, demonstrando que ecoexergia é um bom indicador da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos.

Na China, os estudos sobre ecoexergia continuaram focados no desenvolvimento de indicadores ecológicos em ambientes lênticos. Inicialmente, foi desenvolvido um modelo para os sintomas estruturais e funcionais ao nível de ecossistema para a contaminação por acidificação, cobre, petróleo e pesticidas (Xu *et al.* 1999). Posteriormente, este modelo foi expandido para o desenvolvimento de um índice de integridade ecológica (Xu *et al.* 2001, Xu *et al.* 2005) e criação de um modelo preditivo para a restauração de lagos (Kong *et al.* 2013). Através desses estudos, foi possível comprovar a robustez da ecoexergia como indicador ecológico, demonstrando que esse indicador responde bem aos vários tipos de impactos aos quais os ecossistemas aquáticos estão sujeitos.

Em Portugal, os estudos subsequentes no estuário do rio Mondego testaram o desempenho de ecoexergia e ecoexergia específica em conjunto com outros indicadores em experimentos de colonização (Patrício *et al.* 2006) e testaram o efeito da distinção taxonômica em sua avaliação ambiental (Salas *et al.* 2006). Posteriormente, esses índices foram utilizados para detectar mudanças após restauração da conexão entre os braços norte e sul do estuário do rio Mondego (Veríssimo *et al.* 2012) e em um estudo de longo prazo das consequências desta ação de manejo em larga escala (Veríssimo *et al.* 2016). Nesses estudos, além de demonstrar a efetividade da ecoexergia como indicador e sua capacidade de responder a impactos antrópicos, foi demonstrada a sua conformidade com os resultados de outros indicadores ecológicos, como índices de diversidade taxonômica e de diversidade funcional.

Ecoexergia e ecoexergia específica vêm sendo utilizados com sucesso como indicadores em várias partes da Ásia (p. ex. Zhang *et al.* 2003, Nguyen *et al.* 2014, Mishra *et al.* 2015) e da Europa (p. ex. Silow *et al.* 2011, Marchi *et al.* 2012, Ludovisi 2014) nos últimos 20 anos. Em ecossistemas neotropicais, apenas na

última década foram iniciados os estudos com esses indicadores. Molozzi *et al.* (2013) testaram a eficiência da ecoexergia e ecoexergia específica como indicadores ambientais de diagnóstico de estado trófico em reservatórios neotropicais. Posteriormente, esses indicadores foram utilizados para determinar os efeitos de bivalves invasores sobre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios neotropicais (Linares *et al.* 2017), determinar a influência da cobertura de dossel de mata ciliar sobre a estrutura e funcionamento de assembleias de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira (Linares *et al.* 2018a) e determinar a influência de uma pequena central hidrelétrica sobre a estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos na calha de um rio de alta ordem (Linares *et al.* 2018b).

3.9 - Fluxo de Energia e Relações Tróficas

Nos ecossistemas de água doce, os invertebrados aquáticos são a principal ligação entre os produtores primários (p. ex. perifíton e macrófitas aquáticas) e níveis tróficos superiores (p. ex. vertebrados). Ao quebrar a matéria orgânica, esses invertebrados contribuem para a decomposição de matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes para outros organismos (Wallace & Webster 1996, Covich *et al.* 1999, Jardine *et al.* 2005). Os macroinvertebrados aquáticos podem ser classificados de acordo com seus hábitos alimentares em grupos de alimentação funcional (FFG) com base em características morfológicas e comportamentais (Cummins 1973, Merritt *et al.* 2008). Cada um desses grupos depende de recursos alimentares específicos, que por sua vez são influenciados por diferentes características do habitat. Esses grupos incluem: (i) raspadores que se alimentam de matéria orgânica ligada a substratos orgânicos e inorgânicos (p. ex. perifíton, algas e sua microbiota associada); (ii) fragmentadores que se alimentam diretamente de matéria orgânica particulada grossa (CPOM); (iii) coletores-catadores que se alimentam principalmente de matéria orgânica particulada fina depositada (FPOM); (iv) filtradores que filtram matéria orgânica fina em suspensão na coluna d'água; e (v) predadores que se alimentam de animais inteiros ou suas partes (Wallace & Webster 1996, Merritt *et al.* 2008).

Para melhorar as avaliações ambientais e a gestão de ecossistemas aquáticos, é essencial compreender como a intensidade dos usos da terra influencia o fluxo de energia e as relações tróficas em ambientes aquáticos (DeLong & Thorp 2006). As mudanças na cobertura da vegetação afetam a entrada de nutrientes, a qualidade de recursos alimentares e o fluxo de energia, o que pode levar à simplificação de redes alimentares e à perda de biodiversidade (Lorion & Kennedy 2009, Ferreira *et al.* 2012, Castro *et al.* 2016). A substituição da vegetação nativa por monoculturas (p. ex. pastagem, cana-de-açúcar) afeta funções do ecossistema e as fontes de energia que subsidiam ambientes aquáticos (Leberfinger *et al.* 2011), modificando a estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas que dependem do material alóctone fornecido pela vegetação ripária e cobertura de dossel (Ormerod *et al.* 1993, Dudgeon 1994, Ferreira *et al.* 2012, Carvalho *et al.* 2017, Castro *et al.* 2017).

As avaliações de fluxo de energia, estrutura trófica e relações tróficas entre organismos podem ser obtidas por análises de conteúdo estomacal ou pela utilização de isótopos estáveis (Post 2002, Layman *et al.* 2007, Boecklen *et al.* 2011, Perkins *et al.* 2014), sendo os isótopos de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) os mais utilizados. A transferência da assinatura isotópica de carbono ao longo de uma teia trófica é conservativa, podendo ser utilizada para traçar o fluxo de energia em sistemas onde existem vários tipos de alimentos com diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (Manetta *et al.* 2003). O nitrogênio, por sua vez, é fracionado consistentemente ao longo da teia trófica, possibilitando inferências sobre as relações tróficas dos consumidores com a sua dieta (Vander Zanden *et al.* 1997). Portanto, a informação obtida através de sinais isotópicos apresenta a vantagem de permitir: (i) conhecer a origem da matéria orgânica (Post 2002); (ii) examinar a partição de recursos (Young *et al.* 2010); (iii) mapear os fluxos de carbono e nitrogênio no ecossistema (Peterson & Fry 1987); (iv) caracterizar propriedades de nicho (Newsome *et al.* 2007); e (v) comparar processos ecológicos de zonas ripárias em diferentes regiões (Castro *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017).

O uso de razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) como indicadores de distúrbios antropogênicos foi proposto pela primeira vez por Peterson & Fry (1987). O uso desse método na ecologia trófica se intensificou nos últimos anos (Medeiros & Arthington 2011, Blanchette *et al.* 2014, Rigolet *et al.* 2015,

Bentivoglio *et al.* 2016, Greaver *et al.* 2016, Jackson *et al.* 2016), principalmente para descrever relações entre fontes de matéria orgânica, cadeias alimentares e fontes de poluição (Davis *et al.* 2012, Turner & Edwards 2012, Morrissey *et al.* 2013), contribuindo para a compreensão de processos ecológicos em riachos (Di Lascio *et al.* 2013).

No espaço δ (uma região bidimensional onde cada eixo é definido pelos valores isotópicos, isto é, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), os valores isotópicos definem uma área chamada nicho isotópico (Bearhop *et al.* 2004). Como os valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de uma espécie são o resultado de todas as relações tróficas, a posição no espaço δ é uma representação do nicho trófico da espécie (Layman *et al.* 2007). O nicho trófico é uma parte do nicho ecológico que usa um subconjunto de dimensões relacionadas aos recursos tróficos. O nicho isotópico é definido como o intervalo de valores isotópicos e fornece informações sobre o particionamento de recursos. Em uma analogia com os nichos n-dimensionais de Hutchinson (1957), o nicho isotópico é um subconjunto do espaço multidimensional (Newsome *et al.* 2007). Embora o nicho isotópico seja fortemente correlacionado com o nicho trófico, é importante ressaltar que estes são dois conceitos diferentes que não devem ser misturados. No entanto, a informação contida nas relações isotópicas pode ser considerada um descritor dos eixos-chave no hipervolume de Hutchinson, fornecendo assim informações ecologicamente relevantes sobre as assembleias biológicas que representam (Jackson *et al.* 2011, Bearhop *et al.* 2004). Uma sobreposição nos nichos isotópicos de dois consumidores indica o uso dos mesmos recursos primários, enquanto que a segregação de nichos isotópicos demonstra que os consumidores utilizam recursos diferentes (Figura 23). As atividades humanas podem alterar o nicho trófico de macroinvertebrados e seu grau de sobreposição (Bearhop *et al.* 2004, Layman *et al.* 2007), potencialmente levando a comunidades compostas por espécies mais generalistas.

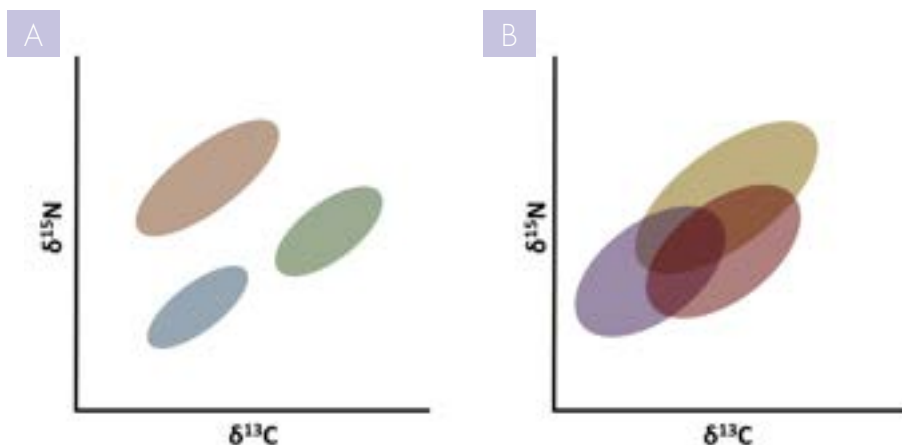


FIGURA 23 – Representação do nicho isotópico de três espécies hipotéticas. (A) Comunidade com três espécies em um local com alta integridade biótica, onde cada espécie possui um nicho mais estreito e não há sobreposição entre eles. (B) Comunidade com três espécies em um local com baixa integridade biótica, onde cada espécie possui um nicho maior e há sobreposição.

3.10 - Metacomunidade

Embora a ecologia de comunidades seja considerada um campo extremamente amplo, quatro processos ecológicos ocorrendo simultaneamente são responsáveis por gerar os padrões de diversidade e composição de espécies: seleção, deriva, dispersão e especiação (Vellend 2010). Seleção é um processo determinístico que considera que as espécies são diferentes em termos de aptidão (capacidade de gerar descendentes). Deriva se refere a um processo que altera de forma estocástica a abundância relativa de indivíduos de uma espécie. Dispersão é o movimento de indivíduos através do espaço, e a especiação é o processo de criação de novas espécies. Dentro dessa estrutura teórica, o conceito de metacomunidade considera explicitamente a importância dos processos de seleção, deriva e dispersão para explicar as diferenças de composição entre comunidades. Uma metacomunidade é definida como um conjunto de comunidades locais ligadas por dispersão onde múltiplas espécies potencialmente interagem (Leibold *et al.* 2004). Estudos

de metacomunidades buscam compreender ainda como processos ecológicos atuando em diferentes escalas espaciais estruturam comunidades locais e, consequentemente, a biodiversidade. Em escala local, observa-se a importância da seleção, através da heterogeneidade ambiental e interação entre espécies (Poff 1997, Leibold *et al.* 2004), e em escala regional, a dispersão e a deriva (Hubbell 2001, Logue *et al.* 2011). O conceito de metacomunidade ressalta, portanto, a importância de considerar a escala espacial de forma explícita a fim de compreender os padrões de distribuição e abundância de espécies. Um modelo espacialmente explícito assume que a disposição e/ou a distância entre habitats na paisagem influenciam o movimento e a interação de espécies (Leibold *et al.* 2004).

Leibold *et al.* (2004) propuseram quatro modelos conceituais para explicar os padrões observados em metacomunidades: dinâmica de manchas, triagem de espécies, efeito de massa e efeito neutro. O modelo de dinâmica de manchas assume que os habitats são equivalentes em termos de condições e recursos e que, portanto, podem estar ocupados ou não. Assim, a composição de comunidades locais é direcionada por um balanço entre a capacidade de dispersão e a competição entre as espécies. O modelo de triagem de espécies destaca a importância de gradientes de condições ambientais e de dispersão sobre a composição de comunidades locais. A heterogeneidade ambiental exerce um forte efeito de seleção sobre as espécies que ocorrem apenas em habitats ambientalmente adequados. A dispersão permite que as espécies acompanhem a heterogeneidade ambiental em busca de habitats adequados. No modelo de efeito de massa, as espécies alcançam máximo sucesso reprodutivo em habitats de alta qualidade. À medida que os recursos se tornam escassos, aumenta a competição entre as espécies. Como forma de diminuir o efeito da competição, observa-se aumento na frequência e abundância de espécies que se dispersam em direção a habitats de menor qualidade. Assim, habitats de alta qualidade são considerados fontes, enquanto que aqueles de menor qualidade são considerados drenos. Por fim, o modelo de efeito neutro assume que os habitats são ambientalmente equivalentes, e as espécies não diferem em termos de capacidade de dispersão e competição. Desse modo, as comunidades locais são estruturadas em função de processos estocásticos que

ocorrem ao longo do tempo, sendo então responsáveis pelo ganho (imigração e especiação) e perda (emigração e extinção) de espécies (Hubbell 2001).

O trabalho conceitual de Leibold *et al.* (2004) inspirou diversos estudos que buscaram quantificar a importância de processos ecológicos ocorrentes em escala local (seleção) e aqueles em escala regional (dispersão e deriva) para os padrões de metacomunidades. Desde então, o principal objetivo de estudos de metacomunidades tem sido descrevê-las com base em um dos modelos conceituais propostos (Cottenie 2005, Logue *et al.* 2011). No entanto, padrões em metacomunidades raramente são explicados por um dos quatro modelos de forma independente. Winegardner *et al.* (2012) sugeriram que os modelos de dinâmica de manchas e de efeito de massa são casos especiais do modelo de triagem de espécies. Esse raciocínio baseia-se na premissa de que os efeitos de dispersão sobre os padrões de metacomunidades atuam de formas diferentes em cada caso. No caso de dinâmica de manchas, a dissimilaridade entre as comunidades locais tende a aumentar devido à limitação de dispersão. Enquanto que no caso de efeito de massa, as comunidades tendem a se tornarem mais similares devido ao efeito de homogeneização de comunidades. Winegardner *et al.* (2012) sugerem, então, que os quatro modelos sejam ordenados de forma a representar um gradiente que varia desde processos determinísticos até aqueles estocásticos: triagem de espécies, dinâmica de manchas, efeito de massa e efeito neutro. Assim, mais do que simplesmente categorizar metacomunidades, essa organização ressalta que processos de seleção, deriva e dispersão variam gradativamente em importância relativa ao explicar os padrões observados em metacomunidades.

Riachos são ecossistemas modelos para investigar a importância de processos de seleção de habitat e dispersão por ao menos três motivos. Primeiro, são os principais componentes de bacias hidrográficas em termos de extensão espacial (Benda *et al.* 2006). Segundo, exibem ampla variação de condições ambientais que atuam selecionando espécies que coexistem localmente (Frissell *et al.* 1986, Poff 1997). Terceiro, a dispersão de organismos ocorre tanto dentro do riacho, sendo condicionada pela direção do fluxo (p. ex. peixes e imaturos de insetos), quanto através da paisagem terrestre (p. ex. insetos adultos alados) (Brown *et al.*

2011, Altermatt 2013). Heino *et al.* (2015) conduziram uma extensiva revisão em estudos de metacomunidades em diferentes tipos de ecossistemas aquáticos. Os autores observaram que o modelo de triagem de espécies foi o que melhor explicou a variação entre comunidades em riachos. Além disso, os autores argumentam que, em diferentes extensões espaciais, o processo de dispersão também exerce um forte efeito sobre os padrões de metacomunidades, conforme mostrado na Figura 24. A extensão espacial é utilizada para inferir a limitação de dispersão, uma vez que é esperado que a taxa de dispersão seja alta em locais próximos e diminua à medida que a distância aumenta. A menor extensão espacial é representada como a distância entre trechos dentro de um riacho (p. ex. entre corredeiras), entre riachos, entre bacias de drenagem e, a maior distância, entre regiões biogeográficas. Em pequenas extensões espaciais, as comunidades são homogeneizadas em função da alta taxa de dispersão, sendo observado um forte efeito de estruturação em função do espaço. Portanto, o modelo de efeito de massa explica a variação entre comunidades nesta escala espacial. A taxa de dispersão é intermediária em extensões espaciais que compreendem desde a distância entre riachos até entre bacias de drenagens, o que permite aos organismos acompanharem a variabilidade ambiental dentro dessa escala espacial. Em outras palavras, os organismos podem potencialmente se dispersar em busca de habitats com condições ambientais compatíveis com o nicho ecológico das espécies a que pertencem. Assim, a variação entre metacomunidades é explicada pelo modelo de triagem de espécies. A dispersão é extremamente limitada em grandes extensões espaciais, representada na Figura 24 como regiões biogeográficas, o que não permite que os organismos acompanhem a variabilidade ambiental. Dessa forma, a variação entre comunidades é explicada pela limitação de dispersão, sendo observado um forte efeito do espaço.

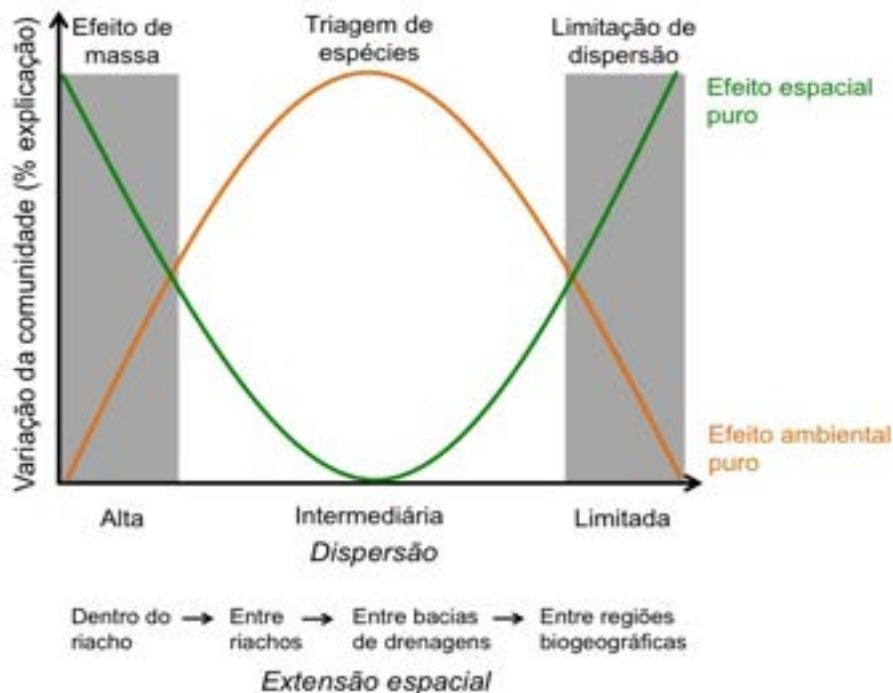


FIGURA 24 – Representação esquemática ilustrando a importância do efeito ambiental e espacial em função da extensão espacial em explicar a variação na estrutura de comunidades em riachos (adaptada de Heino *et al.* 2015).

A distinção entre uma comunidade local e uma metacomunidade não deve ser baseada somente na extensão espacial como um fator limitante da dispersão, mas deve considerar, sobretudo, a capacidade potencial de dispersão de organismos dentro de extensões espaciais (Brown *et al.* 2011, Tonkin *et al.* 2018). Por exemplo, peixes apresentam alta mobilidade dentro de um riacho, o que potencialmente favorece a exploração de diferentes habitats existentes. Entretanto, o movimento desses organismos ocorre principalmente dentro do canal do riacho e em sua planície de inundação quando esta se conecta ao canal principal pelo transbordamento do leito que ocorre em períodos de cheia – conceito de pulso de inundação (Junk *et al.* 1989). Dessa forma, o conjunto de indivíduos dentro de um riacho constitui uma comunidade, enquanto que comunidades de peixes

em diferentes riachos dentro de uma bacia hidrográfica formam uma metacomunidade (Erös *et al.* 2017). A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é formada por organismos que se dispersam dentro do canal, como os moluscos e oligoquetos, e pelos insetos, que se dispersam tanto pela deriva de imaturos (Brittain & Eikeland, 1988) como pelo voo ao longo de zonas ripárias (Bilton *et al.* 2001, Carlson *et al.* 2016). Desse modo, as comunidades locais estão conectadas por dispersão que ocorre no riacho, entre riachos e entre bacias de drenagem (Heino & Peckarsky 2014, Heino *et al.* 2015).

3.10.1- Dispersão de Organismos

Dispersão é definida como o movimento de organismos ou propágulos através do espaço com potencial consequência para o fluxo gênico (Ronce 2007). O movimento de dispersão é considerado como um dos processos ecológicos mais importantes para a estrutura de populações e comunidades (Jacobson & Peres-Neto 2010, Baguette *et al.* 2013). No entanto, a dispersão é um dos processos mais difíceis de ser mensurado de forma direta (Clobert *et al.* 2012), especialmente em comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Bilton *et al.* 2001). Isso porque técnicas de marcação e recaptura são normalmente utilizadas para estimar a real distância percorrida por organismos entre o seu local de nascimento (ou aquele onde ocorre a captura e marcação) até o local de estabelecimento (ou aquele onde ocorre a recaptura; Baguette *et al.* 2013). Macroinvertebrados em riachos são extremamente abundantes e diversos (Allan & Castillo 2007), e a maioria deles apresenta um ciclo de vida adulta relativamente curto (p. ex. insetos da ordem Ephemeroptera; Domínguez *et al.* 2006). Devido a essas características intrínsecas dos macroinvertebrados bentônicos, é inviável a aplicação de técnicas de marcação e recaptura de um grande número de organismos em grandes extensões espaciais (Heino & Peckarsky 2014). Dessa forma, estudos de metacomunidades combinam proxies de dispersão para avaliar a importância da dispersão em explicar os padrões de metacomunidades (Heino *et al.* 2017). Existem vários tipos de atributos que são comumente utilizados como proxies de dispersão: tamanho

corporal, modo de dispersão (aquático passivo, aquático ativo, aéreo passivo, aéreo ativo), voltinismo (número de gerações por ano) e habilidade de dispersão (fracos, medianos e fortes) (Heino *et al.* 2017). Indivíduos de maior tamanho corporal possuem asas maiores, portanto são considerados bons voadores (Kärnä *et al.* 2015, Saito *et al.* 2015). Voadores e nadadores ativos apresentam maior habilidade de locomoção direcionada e, portanto, buscarão locais em melhores condições ambientais, enquanto que aqueles que se dispersam de forma passiva estarão sujeitos ao efeito de eventos estocásticos (correntes de vento ou fluxo hídrico) (Bonada *et al.* 2012, Kärnä *et al.* 2015). Quanto maior o número de gerações, maior será o número de descendentes potencialmente se dispersando (Saito *et al.* 2015, Sarremejane *et al.* 2017). Fortes dispersores podem voar a longas distâncias e, portanto, poderão acompanhar a variabilidade ambiental mesmo em grandes extensões espaciais (Cañedo-Argüelles *et al.* 2015, Heino *et al.* 2015).

3.10.2 - Medidas de Distância

De acordo com a primeira lei da Geografia, todas as coisas estão relacionadas, mas coisas mais próximas estão mais relacionadas do que coisas mais distantes (Tobler 1970). Essa lei constitui um dos pressupostos base em ecologia para compreender o padrão de decaimento de similaridade entre comunidades em função do aumento da distância entre os habitats que elas ocupam. Segundo Nekola & White (1999), esse padrão é devido a: i) condições ambientais locais variam ao longo de gradientes e, portanto, selecionam espécies adaptadas às condições locais; ii) distância espacial e características da paisagem afetam a taxa de dispersão de organismos.

A distância ambiental está relacionada ao conceito de nicho ecológico multidimensional ou hipervolumétrico (Hutchinson 1957). As dimensões do nicho correspondem aos limites de tolerância de condições (aquilo que não é consumido, p. ex. pH, temperatura da água) e recursos (aquilo que é consumido, p. ex. detritos foliares, presas) necessários ao desenvolvimento do organismo (Begon *et al.* 2007). O nicho fundamental se refere às condições e recursos do ambiente

que possibilitam a existência da espécie indefinidamente (hipervolume máximo), enquanto que o nicho realizado considera que a existência da espécie pode estar condicionada por interações entre outras espécies, constituindo assim um espaço hipervolumétrico menor dentro do nicho fundamental (Odum & Barrett 2007). A distância ambiental é calculada com base em um conjunto de variáveis mensuradas em escala local que descrevem o nicho ecológico de uma espécie (Heino 2013). As variáveis mais comumente utilizadas em estudos de metacomunidades em riachos são: parâmetros físicos e químicos na coluna d'água (p. ex. pH, condutividade elétrica, nutrientes), composição de substratos (p. ex. blocos, cascalho, areia, detritos foliares) e condições de vegetação ripária (p. ex. composição e estrutura de cobertura de dossel) (Brown & Swan 2010, Cañedo-Argüelles *et al.* 2015, Saito *et al.* 2015, Sarremejane *et al.* 2017). Poucos estudos de metacomunidades, entretanto, têm sido conduzidos em riachos sob efeito de pressões antrópicas (Heino 2013). Por exemplo, o uso do solo por humanos gera uma série de estressores que alteram as condições ambientais locais (aumento nas concentrações de nutrientes e sedimentos finos) (Allan 2004). Em riachos sob efeito de pressões antrópicas, é crucial selecionar variáveis ambientais que reflitam não apenas a variabilidade ambiental natural, mas também o efeito de estressores sobre a composição de comunidades locais (Feld *et al.* 2016).

A distância física entre os habitats é calculada com base na teoria de grafos (Urban *et al.* 2009, Heino *et al.* 2017). Um grafo é definido como um conjunto de nós, denominados de vértices, que são conectados por ligações, denominadas de arestas (Urban *et al.* 2009). A teoria de grafos surgiu em 1736, quando Leonhard Euler propôs um modelo matemático para resolver o problema das sete pontes de Königsberg. O problema consistia em caminhar por toda a cidade cruzando cada uma de suas sete pontes apenas uma vez. Em ecologia da paisagem, os nós de um grafo representam os habitats e as ligações representam o fluxo de dispersão entre os habitats (Urban *et al.* 2009). A teoria de grafos é amplamente aplicada à ecologia da paisagem para analisar padrões de conectividade entre habitats através de rotas de dispersão, com o objetivo de identificar áreas prioritárias para a conservação de biodiversidade (Turner & Gardner 2015).

Há uma série de medidas de distância calculadas com base na teoria de grafos que são utilizadas como proxies de dispersão, incluindo: distância de rede de drenagem, distância euclidiana e distância de custo (Heino *et al.* 2017). Essas distâncias são metaforicamente conhecidas como: “como os peixes nadam” (rede de drenagem), “como os corvos voam” (euclidiana) e “como as raposas correm” (custo) (Kärnä *et al.* 2015). A distância de rede de drenagem pressupõe que os organismos se dispersam estritamente dentro do canal do rio, sendo dispersos em razão da força e direção do fluxo (Altermatt 2013). Dentre eles, os peixes se dispersam de forma ativa, enquanto os invertebrados, tais como moluscos e insetos imaturos, se dispersam passivamente por deriva (isto é, são levados pelo fluxo; Tonkin *et al.* 2018). No caso dos insetos adultos alados, a rede de drenagem também constitui uma importante rota de dispersão aérea. Tal fato está relacionado ao comportamento de oviposição das fêmeas que voam a montante para compensar a dispersão passiva por deriva (Bilton *et al.* 2001, Heino & Peckarsky 2014). A distância euclidiana corresponde à distância mais curta em linha reta entre dois pontos, sendo facilmente calculada através de coordenadas geográficas (Heino *et al.* 2017). A distância euclidiana é a medida de distância mais comumente utilizada em estudos de metacomunidades (Soininen *et al.* 2007, Heino *et al.* 2015). No entanto, uma das limitações deste proxy é que organismos se movendo na paisagem não necessariamente buscam o caminho mais curto, mas talvez o de menor custo (McRae 2006, Zeller *et al.* 2012). A distância de custo considera que características de paisagem podem restringir o movimento de dispersão entre habitats (Heino *et al.* 2017). Distâncias de custo são calculadas com base em mapas de superfícies de custo, tais como variações na altitude (p. ex. morros e vales) e perda de conectividade terrestre entre habitats devido à fragmentação da paisagem (Jacobson & Peres-Neto 2010, Baguette *et al.* 2013). Variações na altitude entre dois locais representam um custo à dispersão de insetos voadores, uma vez que será necessário maior gasto energético empregado em estruturas de voo (Kärnä *et al.* 2015).

A fragmentação e perda de conectividade da paisagem terrestre diminui a probabilidade de dispersão em diversos grupos biológicos, como mamíferos e

aves (Zeller *et al.* 2012, Baguette *et al.* 2013). Embora seja bem documentado que o uso do solo por humanos altera a integridade de ecossistemas aquáticos, e em consequência as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, pouco se sabe se alterações na paisagem terrestre afetariam a dispersão de insetos adultos alados. Espera-se que a perda de vegetação natural entre riachos diminua a probabilidade de dispersão de insetos adultos alados uma vez que os requerimentos fisiológicos desses organismos poderão ser afetados pelas condições adversas desses ambientes, como aumento da temperatura do ar, diminuição da umidade e exposição a predadores (Urban *et al.* 2006, Carlson *et al.* 2016). A distância de uso do solo pode ser calculada com base no conceito de hemerobia, proposto pelo botânico alemão J. Jalas em 1955. O termo hemerobia provém das palavras gregas hémeros (cultivado, domesticado) e bíos (vida). O hemerobia foi primeiramente utilizado para mensurar os impactos antrópicos sobre a vegetação natural. Atualmente, é considerado uma medida que integra os impactos antrópicos em nível de ecossistemas (Walz & Stein 2014). Os graus de hemerobia variam em uma escala numérica onde o menor valor corresponde a paisagens minimamente impactadas, e o maior valor àquelas severamente impactadas.

3.11 - Monitoramento Participativo de Qualidade de Água: a Ciência Cidadã na Avaliação de Integridade Ecológica

Os ecossistemas aquáticos continentais e sua biodiversidade constituem um valioso recurso natural em termos econômicos, culturais, estéticos, científicos e educacionais, sendo sua conservação e gestão fundamentais para os interesses humanos, de nações e seus governos (Adaka *et al.* 2014). Os ecossistemas naturais são sistemas complexos que são constantemente expostos a uma série de estressores, cujas estruturas e efeitos cumulativos ainda são pouco compreendidos (Townsend *et al.* 2011). Um ecossistema pode ser considerado saudável quando seu potencial intrínseco é atingido, sua condição é estável e sua capacidade de autodepuração é preservada, mesmo quando perturbado (Karr 2006). Assim, avaliar a integridade de ecossistemas deve considerar aspectos físicos (condições

de habitat e seu entorno), químicos (composição da água e sedimentos) e comunidades biológicas (organismos aquáticos) (Manolakos *et al.* 2007).

Atividades humanas têm alterado características naturais dos ecossistemas, refletindo em perdas significativas de espécies. Impactos antrópicos incluem eutrofização, acidificação, mudanças de usos da terra, bem como alterações na conectividade de ecossistemas e suas condições físicas (Ormerod *et al.* 2010). Essas alterações antropogênicas prevalecem em escalas locais, mas podem ter repercussão global (Hughes *et al.* 2014). Os ecossistemas de água doce são afetados tanto física como biologicamente quando incorporados em uma matriz terrestre fortemente alterada por atividades humanas, fazendo parte de uma bacia de drenagem com contornos de degradação ambiental (Brown & Swan 2010). Os principais impactos nos ecossistemas aquáticos continentais são causados por uso do solo desordenado e crescimento não planejado de cidades, incluindo desflorestamento de vegetação nativa, impermeabilização de solos, mudanças físicas nos ecossistemas aquáticos, retirada de mata ripária. Como consequência, observa-se a perda de bens e serviços ecossistêmicos oferecidos por rios urbanos, incluindo o fornecimento de água e proteção de comunidades aquáticas com espécies destinadas à alimentação humana, dentre outros (Weber & Puissant 2003, Macedo *et al.* 2016).

Mudanças em condições ecológicas de bacias hidrográficas ocorrem devido a inúmeras atividades humanas (Allan & Castillo 2007). Essas mudanças podem influenciar os parâmetros químicos da água (p. ex. excesso de nutrientes devido ao lançamento de esgotos), a estrutura física dos habitats (p. ex. mudança na estrutura da vegetação da zona ripária e, portanto, na ciclagem de nutrientes) e, conseqüentemente, a composição de comunidades biológicas (p. ex. aumento na densidade de algas e organismos resistentes a modificações por atividades antrópicas) (Figura 25).

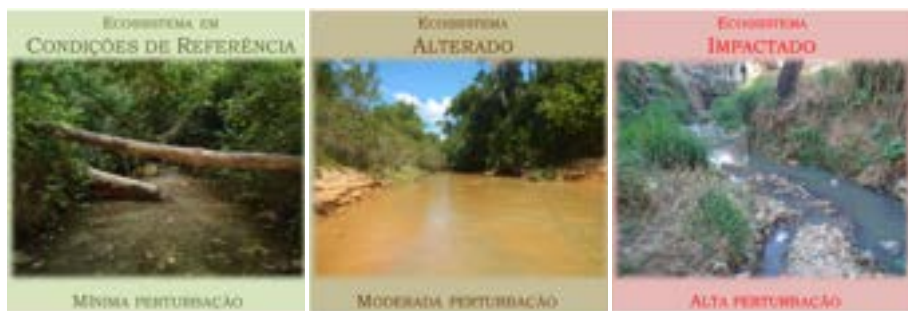


FIGURA 25 – Caracterização de ecossistemas aquáticos em relação à utilização e proteção de seu entorno: condições de referência, alterados ou impactados.

Em estudos de avaliação ecológica em rios urbanos impactados, são implementadas ações voltadas para a conservação dos ecossistemas em seu estado natural, fortalecendo a aliança entre movimentos ambientais e sociais. Portanto, o papel da população em ações participativas tem sido cada vez mais valorizado nas propostas de políticas públicas (Kohler & Brondizio 2017). Desta forma, quanto maior o nível de participação e envolvimento da população em propostas de conservação, melhores serão suas ações junto à tomada de decisões pelo poder público (Bontempo *et al.* 2012).

Uma solução para os problemas ambientais urbanos é o engajamento da sociedade em atividades de pesquisa, a chamada ciência cidadã, subsidiando a busca de soluções e a participação ativa na gestão ambiental (Irwin 1998). Com base neste novo foco de soluções ambientais, moradores ribeirinhos podem participar ativamente dos estudos ambientais e de seus recursos após um adequado treinamento (Buss 2008). Essa afirmativa está definida na Agenda 21, que propõe que o manejo de recursos hídricos deve ser realizado envolvendo o treinamento e capacitação de pessoal em todos os planos (Brasil 1995). Considerando as dimensões do território brasileiro e as características de seus corpos d'água, a carência de dados sobre a qualidade ambiental de seus recursos hídricos é evidente e, na maioria dos casos, tal avaliação compreende apenas análises físicas, químicas e/ou bacteriológicas da água (Buss *et al.* 2003).

A partir da estreita interação entre gestores, público escolar e outros atores

sociais importantes (p. ex. comunidade civil organizada), é possível realizar levantamentos de qualidade de águas em microbacias urbanas, somando esforços em prol de um maior engajamento e percepção da sociedade sobre os problemas ambientais (Figura 26).



FIGURA 26 – Problemas ambientais comuns (p. ex. acúmulo de lixo e contaminação direta de recursos hídricos) em ambientes aquáticos urbanos.

O engajamento da sociedade através de atividades de ciência cidadã é capaz de alterar a relação entre perturbação humana e ecossistemas aquáticos urbanos de quatro maneiras: 1) encorajando iniciativas relacionadas à manutenção de matas ciliares (Aronson *et al.* 2010); 2) aumentando pressões sociais para o tratamento de esgoto e saneamento básico (Mordock & Krasny 2001); 3) ampliando a participação pública em reuniões político-ambientais (Lemos & Farias De Oliveira 2004); e 4) melhorando a manutenção de áreas urbanas protegidas (Palomo *et al.*

2011). A prática da ciência cidadã com a comunidade ribeirinha pode compensar a incapacidade das ações do governo e a falta de pessoal qualificado para diagnosticar e monitorar a qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos (Conrad & Hilchey 2011). O potencial científico de um monitoramento participativo é comprovado e pode ser uma alternativa para promover uma maior conscientização da comunidade ao propor ações de mitigação e reabilitação. Nesta perspectiva, cidadãos conscientes e participativos seriam responsáveis, em parte, pela manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos cursos d'água urbanos (Haase *et al.* 2014; Figura 27).

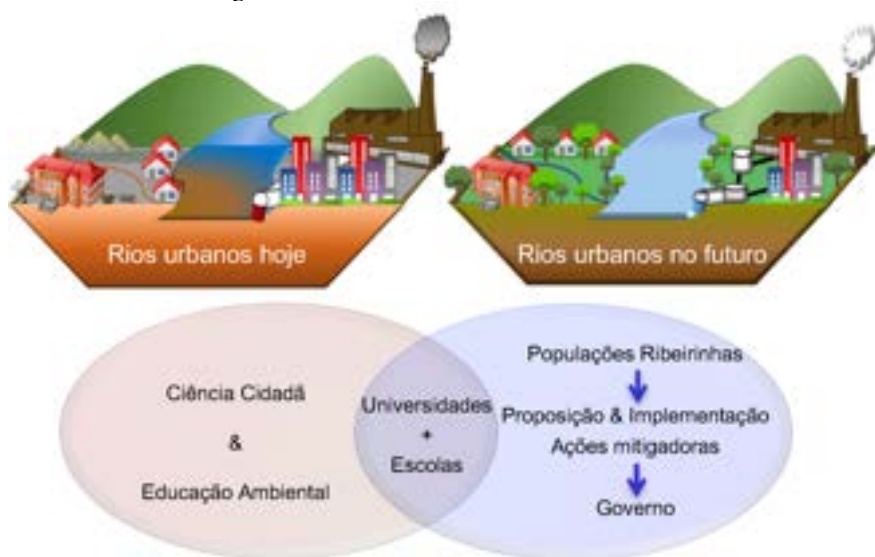


FIGURA 27 – Uma proposta de manutenção de rios urbanos em um futuro onde uma sociedade participativa exerça seu papel na cidadania.

3.12 - Mensagem dos Autores

Neste capítulo, apresentamos a síntese de vários conceitos e termos utilizados nas abordagens ecológicas para a conservação e manejo de bacias hidrográficas. Discutimos a importância do uso de indicadores biológicos no monitoramento ambiental e na avaliação de integridade biótica de ecossistemas aquáticos. Mos-

tramos que nos últimos anos as abordagens tradicionais para avaliar condições ecológicas e influência de distúrbios antrópicos em ecossistemas aquáticos têm mudado, deixando de utilizar apenas índices baseados na riqueza e diversidade de espécies, por indicadores ecológicos mais robustos, baseados em atributos funcionais, termodinâmicos e isótopos estáveis. Abordamos como comunidades biológicas podem ser analisadas como uma metacomunidade, que considera a importância da extensão espacial, atributos de dispersão e medidas de distâncias. Mostramos também que o monitoramento participativo através do engajamento da sociedade em atividades de pesquisa pode ser importante ferramenta na conscientização da comunidade e na avaliação de qualidade ambiental. Por fim, as abordagens ecológicas para avaliação de integridade biótica de ecossistemas aquáticos aqui apresentadas são ferramentas essenciais para o manejo e conservação de bacias hidrográficas.

3.13 - Referências

- Adaka, G.S., Udoh, J.P. & Onyeukwu, D.C. 2014. Freshwater fish diversity of a tropical rainforest river in Southeast Nigeria. *Advances in Life Science and Technology* 23: 16–23.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Dordrecht, NL: Springer Netherlands.
- Altermatt, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology* 47: 365–377.
- Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J.G. & Babut, M. 2010. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 55(7): 1430–1446.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., Le Maitre, D., Esler, K.J., Limouzin, A., Fontaine, C., de Wit, M.P., Mugido, W., Prinsloo, P., van der Elst, L. & Lederer,

N. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology* 18(2): 143–154.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M. & Turlure, C. 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews* 88(2): 310–326.

Baker, M.E. & King, R.S. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution* 1(1): 25–37.

Bearhop, S., Adams, C.E., Waldron, S., Fuller, R.A. & Macleod, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73(5): 1007–1012.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 2nd Ed. Boston, MA.

Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. *Ecologia: de Indivíduos a Ecosistemas*. 4ª ed. Porto Alegre, Brasil: Artmed.

Benda, L., Hassan, M.A., Church, M. & May, C.L. 2006. Geomorphology of steep-land headwaters: the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association* 42(6): 835–851.

Bentivoglio, F., Calizza, E., Rossi, D., Carlino, P., Careddu, G., Rossi, L. & Costantini, M.L. 2016. Site-scale isotopic variations along a river course help localize drainage basin influence on river food webs. *Hydrobiologia* 770(1): 257–272.

Bilton, D.T., Freeland, J.R. & Okamura, B. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32(1): 159–181.

Blanchette, M.L., Davis, A.M., Jardine, T.D. & Pearson, R.G. 2014. Omnivory and opportunism characterize food webs in a large dry-tropics river system. *Freshwater Science* 33(1): 142–158.

Boecklen, W.J., Yarnes, C.T., Cook, B.A. & James, A.C. 2011. On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42(1): 411–440.

Bonada, N., Dolédec, S. & Statzner, B. 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13(8): 1658–1671.

Bonada, N., Dolédec, S. & Statzner, B. 2012. Spatial autocorrelation patterns of stream invertebrates: exogenous and endogenous factors. *Journal of Biogeography* 39(1): 56–68.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51(1): 495–523.

Bontempo, V., Olivier, C., Moreira, C. & Oliveira, G. 2012. Gestão de águas urbanas em Belo Horizonte: avanços e retrocessos. *Revista de Gestão de Água da América Latina* 9(1): 5–16.

Brasil 1995. *Agenda 21 - Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992: Rio de Janeiro)*.

Brasil 2005. *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. 1988. Invertebrate drift - a review. *Hydrobiologia* 166(1): 77–93.

Brown, B.L. & Swan, C.M. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79(3): 571–580.

Brown, B.L., Swan, C.M., Auerbach, D.A., Grant, E.H.C., Hitt, N.P., Maloney, K.O., Patrick, C., Grant, E.H.C. & Hitt, N.P. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 30(1): 310–327.

Buss, D.F. 2008. Desenvolvimento de um índice biológico para uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. *Oecologia Brasiliensis* 12(3): 516–526.

Buss, D.F., Baptista, D.F. & Nessimian, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública* 19(2): 465–473.

Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6: 71–82.

Calow, P.P. 2009. *Blackwell's Concise Encyclopedia of Ecology*. 11 th. Malden, MA: John Wiley & Sons.

Cañedo-Argüelles, M., Boersma, K.S., Bogan, M.T., Olden, J.D., Phillipsen, I., Schriever, T.A. & Lytle, D.A. 2015. Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal of Biogeography* 42(4): 778–790.

Cao, C. & X. Liu, 2013. Description of the final-instar larva and pupa of *Acanthacorydalis orientalis* (McLachlan, 1899) (Megaloptera: Corydalidae) with some life history notes. *Zootaxa* 3691: 145–152.

Carlson, P.E., Mckie, B.G., Sandin, L. & Johnson, R.K. 2016. Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. *Freshwater Biology* 61(6): 848–861.

Carvalho, D.R., Castro, D.M.P., Callisto, M., Moreira, M.Z. & Pompeu, P.S. 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado

under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia* 795(1): 199–217.

Castro, D.M.P., Carvalho, D.R., Pompeu, P.S., Moreira, M.Z., Nardoto, G.B. & Callisto, M. 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS ONE* 11(3): e0150527.

Castro, D.M.P., Dolédec, S. & Callisto, M. 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical Savanna streams. *Freshwater Biology* 62(8): 1472–1486.

Clavel, J., Julliard, R. & Devictor, V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4): 222–228.

Clobert, J., Baguette, M., Benton, T.G. & Bullock, J.M. 2012. *Dispersal in Ecology and Evolution*. 2nd Ed. Oxford, UK: Oxford University Press.

Conrad, C.C. & Hilchey, K.G. 2011. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental Monitoring and Assessment* 176(1–4): 273–291.

Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8(11): 1175–1182.

Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P. & Luz, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118–125.

Covich, A.P., Palmer, M.A. & Crowl, T.A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49(2): 119–127.

Culp, J.M., Armanini, D.G., Dunbar, M.J., Orlofske, J.M., LeRoy Poff, N., Pollard, A.I., Yates, A.G. & Hose, G.C. 2011. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7(2): 187–197.

Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18(1): 183–206.

Dale, V.H. & Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1(1): 3–10.

Davies, S.P. & Jackson, S.K. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1251–1266.

Davis, A.M., Blanchette, M.L., Pusey, B.J., Jardine, T.D. & Pearson, R.G. 2012. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. *Freshwater Biology* 57(10): 2156–2172.

Delong, M.D. & Thorp, J.H. 2006. Significance of instream autotrophs in trophic dynamics of the Upper Mississippi river. *Oecologia* 147(1): 76–85.

Devictor, V., Clavel, J., Julliard, R., Lavergne, S., Mouillot, D., Thuiller, W., Venail, P., Villéger, S. & Mouquet, N. 2010. Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 15–25.

Diaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11): 646–655.

Dodds, W. 2009. *Laws, Theories, and Patterns in Ecology*. Berkeley, CA: University of California Press.

Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H. & Townsend, C.R. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1): 44–60.

Dolédec, S., Phillips, N. & Townsend, C. 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology* 56(8): 1670–1688.

Dolédéc, S., Statzner, B. & Bournard, M. 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology* 42(4): 737–758.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M., Hubbard, M.D. & Nieto, C. 2006. *Ephemeroptera of South America*. Sofia, Bulgaria: Pensoft Pub.

Dudgeon, D. 1994. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six New Guinea streams. *Hydrobiologia* 294(1): 65–85.

Eichhorn, M.P. 2016. Organisation at the community scale. In: *Natural Systems: The Organisation of Life*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 131–160.

Elton, C.S. 1927. *Animal Ecology*. New York: Macmillan Co.

Enquist, B.J., Norberg, J., Bonser, S.P., Violle, C., Webb, C.T., Henderson, A., Sloat, L.L. & Savage, V.M. 2015. Scaling from traits to ecosystems: Developing a general trait driver theory via integrating trait-based and metabolic scaling theories. *Advances in Ecological Research* 52: 249–318.

Erős, T., Takács, P., Specziár, A., Schmera, D. & Sály, P. 2017. Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. *Freshwater Biology* 62: 215–228.

Fauth, J.E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, Jr., W.J., Buskirk, J. Van & McCollum, S.A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist* 147(2): 282.

Feld, C.K., Segurado, P. & Gutiérrez-Cánovas, C. 2016. Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: A ‘cookbook’ with applications in R. *Science of the Total Environment*. 573: 1320–1339.

Ferreira, A., Cyrino, J.E.P., Duarte-Neto, P.J. & Martinelli, L.A. 2012. Permeability of riparian forest strips in agricultural, small subtropical watersheds in South-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 63(12): 1272–1282.

Firmiano, K.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Juen, L., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2017. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in Neotropical Savanna streams. *Ecological Indicators* 74: 276–284.

Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43(4): 421–439.

Floury, M., Usseglio-Polatera, P., Delattre, C. & Souchon, Y. 2017. Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. *Global Change Biology* 23(6): 2297–2307.

Freedman, B. 1989. *Environmental Ecology: The Impacts of Pollution and other Stresses on Ecosystem Structure and Function*. New York, NY: Academic Press.

Friberg, N. 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 1(6): 513–531.

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.

Futuyma, D.J. & Moreno, G. 1988. The evolution of ecological specialization. *Annual Review of Ecology, Evolution Systematics* 19(20): 207–233.

Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tschardtke, T., Weisser, W. & Bommarco, R. 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1801): 20142620.

Golley, F.B. 1961. Energy values of ecological materials. *Ecology* 42(3): 581–584.

Greaver, T.L., Clark, C.M., Compton, J.E., Vallano, D., Talhelm, A.F., Weaver, C.P., Band, L.E., Baron, J.S., Davidson, E.A., Tague, C.L., Felker-Quinn, E., Lynch,

J.A., Herrick, J.D., Liu, L., Goodale, C.L., Novak, K.J. & Haeuber, R.A. 2016. Key ecological responses to nitrogen are altered by climate change. *Nature Climate Change* 6(9): 836–843.

Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E.L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D. & Elmqvist, T. 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio* 43(4): 413–433.

Heino, J. 2001. Regional gradient analysis of freshwater biota: Do similar biogeographic patterns exist among multiple taxonomic groups? *Journal of Biogeography* 28(1): 69–76.

Heino, J. 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews* 88(1): 166–178.

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.

Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S. & Bini, L.M. 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60(5): 845–869.

Heino, J. & Peckarsky, B.L. 2014. Integrating behavioral, population and large-scale approaches for understanding stream insect communities. *Current Opinion in Insect Science* 2: 7–13.

Hendry, A.P., Gotanda, K.M. & Svensson, E.I. 2017. Human influences on evolution, and the ecological and societal consequences. *Philosophical Transactions Royal Society B* 372(1712): 20160028.

Hering, D., Feld, C.K., Moog, O. & Ofenböck, T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566(1): 311–324.

Holt, E.A. 2010. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge* 3(10): 1–8.

Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Hughes, R.M., Dunham, S., Maas-Hebner, K.G., Yeakley, J.A., Harte, M., Molina, N., Shock, C.C. & Kaczynski, V.W. 2014. A review of urban water body challenges and approaches: (2) mitigating effects of future urbanization. *Fisheries* 39(1): 30–40.

Hutchinson, G.E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415–427.

Hutchinson, G.E. 1941. Limnological studies in Connecticut: IV. The mechanisms of intermediary metabolism in stratified lakes. *Ecological Monographs* 11(1): 21–60.

Irwin, A. 1998. *Ciência Cidadã: Um Estudo das Pessoas, Especialização e Desenvolvimento Sustentável*. Lisboa, Portugal: Piaget.

Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C. & Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80(3): 595–602.

Jackson, M.C., Grey, J., Miller, K., Britton, J.R. & Donohue, I. 2016. Dietary niche constriction when invaders meet natives: evidence from freshwater decapods. *Journal of Animal Ecology* 85(4): 1098–1107.

Jacobson, B. & Peres-Neto, P.R. 2010. Quantifying and disentangling dispersal in

metacommunities: How close have we come? How far is there to go? *Landscape Ecology* 25(4): 495–507.

Jardine, T.D., Curry, R.A., Heard, K.S. & Cunjak, R.A. 2005. High fidelity: isotopic relationship between stream invertebrates and their gut contents. *Journal of the North American Benthological Society* 24(2): 290–299.

Jonsson, M., Burrows, R.M., Lidman, J., Fältström, E., Laudon, H. & Sponseller, R.A. 2017. Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio* 46(3): 311–323.

Jørgensen, S.E. 2006. Application of holistic thermodynamic indicators. *Ecological Indicators* 6(1): 24–29.

Jørgensen, S.E. 2007a. An integrated ecosystem theory. *Annals of the European Academy of Sciences* 2006–2007: 19–33.

Jørgensen, S.E. 2007b. Description of aquatic ecosystem's development by exergy and exergy destruction. *Ecological Modelling* 204(1–2): 22–28.

Jørgensen, S.E. 2007c. Evolution and exergy. *Ecological Modelling* 203(3–4): 490–494.

Jørgensen, S.E. 2009. *The application of structurally dynamic models in ecology and ecotoxicology*. In Devillers, J. (ed.). *Emerging Topics in Ecotoxicology*. Boston, MA: Springer US.

Jørgensen, S.E., Ladegaard, N., Debeljak, M. & Marques, J.C. 2005. Calculations of exergy for organisms. *Ecological Modelling* 185(2–4): 165–175.

Jørgensen, S.E. & Mejer, H. 1977. Ecological buffer capacity. *Ecological Modelling* 3(1): 39–61.

Jørgensen, S.E., Nielsen, S.N. & Mejer, H. 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecological Modelling* 77(2–3): 99–109.

Jørgensen, S.E. & Nielsen, S.N. 2007. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. *Energy* 32(5): 673–685.

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication Of Fisheries And Aquatic Sciences*. 106(1): 110–127.

Kärnä, O.M., Grönroos, M., Antikainen, H., Hjort, J., Ilmonen, J., Paasivirta, L. & Heino, J. 2015. Inferring the effects of potential dispersal routes on the metacommunity structure of stream insects: as the crow flies, as the fish swims or as the fox runs? *Journal of Animal Ecology* 84(5): 1342–1353.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.

Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41(2): 221–234.

Karr, J.R. 2006. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. *Biologia Ambientale* 20(2): 7–18.

King, R.S. & Baker, M.E. 2014. Use, misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management. In: Guntenspergen, G.R. (ed.). *Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making*. New York, NY: Springer, 231–254.

Kohler, F. & Brondizio, E.S. 2017. Considering the needs of indigenous and local populations in conservation programs. *Conservation Biology* 31(2): 245–251.

Kong, X.Z., Jørgensen, S.E., He, W., Qin, N. & Xu, F.L. 2013. Predicting the restoration effects by a structural dynamic approach in lake Chaohu, China. *Ecological Modelling* 266(1): 73–85.

Krebs, C. 1985. *The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3rd ed. New York, NY: Harper & Row.

Di Lascio, A., Rossi, L., Carlino, P., Calizza, E., Rossi, D. & Costantini, M.L. 2013. Stable isotope variation in macroinvertebrates indicates anthropogenic disturbance along an urban stretch of the river Tiber (Rome, Italy). *Ecological Indicators* 28: 107–114.

Layman, C.A., Arrington, D.A., Montana, C.G. & Post, D.M. 2007. Can stable isotope ratio provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88(1): 42–48.

Leberfinger, K., Bohman, I. & Herrmann, J. 2011. The importance of terrestrial resource subsidies for shredders in open-canopy streams revealed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* 56(3): 470–480.

Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7(7): 601–613.

Lemos, M.C. & Farias De Oliveira, J.L. 2004. Can water reform survive politics? Institutional change and river basin management in Ceará, Northeast Brazil. *World Development* 32(12): 2121–2137.

Levinton, J.S. 2016. *Marine Biology. Function, Biodiversity, Ecology*. 4th ed. Oxford, UK: Oxford University Press.

Linares, M.S., Callisto, M. & Marques, J.C. 2017. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators* 75: 279–285.

Linares, M.S., Callisto, M. & Marques, J.C. 2018a. Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of The Total Environment* 613–614: 1543–1550.

Linares, M.S., Callisto, M. & Marques, J.C. 2018b. Thermodynamic based indicators illustrate how a run-of-river impoundment in Neotropical Savanna attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages' complexity. *Ecological Indicators* 88: 181–189.

Lindeman, R.L. 1942. The trophic dynamics aspect of ecology. *Ecology* 23(4): 399–418.

Logue, J.B., Mouquet, N., Peter, H. & Hillebrand, H. 2011. Empirical approaches to metacommunities: A review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* 26(9): 482–491.

Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology* 54(1): 165–180.

Ludovisi, A. 2014. Effectiveness of entropy-based functions in the analysis of ecosystem state and development. *Ecological Indicators* 36: 617–623.

Ludovisi, A. & Jørgensen, S.E. 2009. Comparison of exergy found by a classical thermodynamic approach and by the use of the information stored in the genome. *Ecological Modelling* 220(16): 1897–1903.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 64: 132–141.

Macedo, D.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.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd.

Manetta, G.I., Benedito-Cecilio, E. & Martinelli, M. 2003. Carbon sources and trophic position of the main species of fishes of Baía river, Paraná river floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2): 283–290.

Manolakos, E., Virani, H. & Novotny, V. 2007. Extracting knowledge on the links between the water body stressors and biotic integrity. *Water Research* 41(18): 4041–4050.

Marchi, M., Jørgensen, S.E., Bécáres, E., Fernández-Aláez, C., Rodríguez, C., Fernández-Aláez, M., Pulselli, F.M., Marchettini, N. & Bastianoni, S. 2012. Effects of eutrophication and exotic crayfish on health status of two Spanish lakes: a joint application of ecological indicators. *Ecological Indicators* 20: 92–100.

Marques, J.C., Nielsen, S.N., Pardal, M.A. & Jørgensen, S.E. 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling* 166(1–2): 147–168.

Marques, J.C., Pardal, M.Â., Nielsen, S.N. & Jørgensen, S.E. 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling* 102(1): 155–167.

Marzin, A., Verdonschot, P.F.M. & Pont, D. 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704(1): 375–388.

McGill, B., Enquist, B., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21(4): 178–185.

McRae, B.H. 2006. Isolation by resistance. *Evolution* 60(8): 1551–1561.

Medeiros, E.S.F. & Arthington, A.H. 2011. Allochthonous and autochthonous carbon sources for fish in floodplain lagoons of an Australian dryland river. *Environmental Biology of Fishes* 90(1): 1–17.

Menezes, S., Baird, D.J. & Soares, A.M.V.M. 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology* 47(4): 711–719.

Merritt, R.W., Cummins, K. & Berg, M. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Fourth. Dubuque, IA: Kendall/Hunt Publishing.

Mishra, S., Sharma, M.P. & Kumar, A. 2015. Assessment of water bodies using Eco-exergy based ecological health index methodology. *Journal of Materials and Environmental Science* 6(9): 2631–2646.

Molles Jr., M. 2012. *Ecology: Concepts and Applications*. 5 th. New York, NY: McGraw-Hill Publishing Company.

Molozzi, J., Salas, F., Callisto, M. & Marques, J.C. 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators* 24: 543–551.

Mondy, C.P., Muñoz, I. & Dolédec, S. 2016. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: a case study in the Ebro basin. *Science of The Total Environment* 572: 196–206.

Mondy, C.P. & Usseglio-Polatera, P. 2014. Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 59(3): 584–600.

Mondy, C.P., Villeneuve, B., Archaimbault, V. & Usseglio-Polatera, P. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* 18: 452–467.

Mordock, K. & Krasny, M.E. 2001. Participatory action research: a theoretical and practical framework for EE. *The Journal of Environmental Education* 32(3): 15–20.

Morin, P.J. 2011. *Community Ecology*. 3 rd. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.

Morrissey, C.A., Boldt, A., Mapstone, A., Newton, J. & Ormerod, S.J. 2013. Stable

isotopes as indicators of wastewater effects on the macroinvertebrates of urban rivers. *Hydrobiologia* 700(1): 231–244.

Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28(3): 167–177.

Moya, N., Hughes, R.M., Domínguez, E., Gibon, F.-M., Goitia, E. & Oberdorff, T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators* 11(3): 840–847.

Nekola, J.C. & White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26(4): 867–878.

Newsome, S.D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S. & Phillips, D.L. 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(8): 429–436.

Nguyen, T. Van, Cho, W.-S., Kim, H., Jung, I.H., Kim, Y. & Chon, T.-S. 2014. Inferring community properties of benthic macroinvertebrates in streams using Shannon index and exergy. *Frontiers of Earth Science* 8(1): 44–57.

Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 89–111.

Odum, E.P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, MA: W.B. Saunders.

Odum, E.P. & Barrett, G.W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo, Brasil: Thomson Learning.

Odum, H.T. 1956. Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography* 1(2): 102–117.

Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E. & Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 18–24.

Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G. & Townsend, C.R. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 1–4.

Ormerod, S.J., Rundle, S.D., Lloyd, E.C. & Douglas, A.A. 1993. The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. *Journal of Applied Ecology* 30(1): 13–24.

Pallottini, M., Cappelletti, D., Fabrizi, A., Gaino, E., Goretti, E., Selvaggi, R. & Céréghino, R. 2017. Macroinvertebrate functional trait responses to chemical pollution in agricultural-industrial landscapes. *River Research and Applications* 33(4): 505–513.

Palomo, I., Martín-López, B., López-Santiago, C. & Montes, C. 2011. Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society* 16(1): 23.

Patrício, J., Salas, F., Pardal, M.Â., Jørgensen, S.E. & Marques, J.C. 2006. Ecological indicators performance during a re-colonisation field experiment and its compliance with ecosystem theories. *Ecological Indicators* 6(1): 43–57.

Perkins, M.J., McDonald, R.A., van Veen, F.J.F., Kelly, S.D., Rees, G. & Bearhop, S. 2014. Application of nitrogen and carbon stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) to quantify food chain length and trophic structure. *PLoS ONE* 9(3): e93281.

Petchey, O.L. & Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9(6): 741–758.

Peterson, B.J. & Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18(1): 293–320.

Petsch, D.K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 101(3–4): 113–122.

Poff, N. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391–409.

Post, D. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83(3): 703–718.

Pulselli, F.M., Coscieme, L. & Bastianoni, S. 2011. Ecosystem services as a counterpart of energy flows to ecosystems. *Ecological Modelling* 222(16): 2924–2928.

Reis, R., Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. 2003. *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. Porto Alegre, Brasil: EDIPUCRS.

Resh, V.H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 138(1–3): 131–8.

Rezende, C.F., Caramaschi, É.M.P. & Mazzoni, R. 2008. Fluxo de energia em comunidades aquáticas, com ênfase em ecossistemas lóticos. *Oecologia Brasiliensia* 12(4): 626–639.

Ricklefs, R.E. 2010. *A Economia da Natureza*. 6ª ed. Rio de Janeiro, Brasil: Guanabara Koogan.

Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. 1999. *Ecology*. 4th ed. New York, NY: W.H. Freeman and Company.

Rigolet, C., Thiébaud, E., Brind'Amour, A. & Dubois, S.F. 2015. Investigating isotopic functional indices to reveal changes in the structure and functioning of benthic communities. *Functional Ecology* 29(10): 1350–1360.

Ronce, O. 2007. How does It feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38(1): 231–253.

Rosenberg, D. & Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.

Ruaro, R. & Gubiani, É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecological Indicators* 29: 105–110.

Saito, V.S., Soininen, J., Fonseca-Gessner, A.A. & Siqueira, T. 2015. Dispersal traits drive the phylogenetic distance decay of similarity in Neotropical stream metacommunities. *Journal of Biogeography* 42(11): 2101–2111.

Salas, F., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A. & Marques, J.C. 2005. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). *Energy* 30(13): 2505–2522.

Salas, F., Patrício, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Pérez-Ruzafa, A. & Marques, J.C. 2006. Are Taxonomic Distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? *Marine Pollution Bulletin* 52(7): 817–829.

Sarremejane, R., Mykrä, H., Bonada, N., Aroviita, J. & Muotka, T. 2017. Habitat connectivity and dispersal ability drive the assembly mechanisms of macroinvertebrate communities in river networks. *Freshwater Biology* 62(6): 1073–1082.

Silow, E.A., Mokry, A. V & Jørgensen, S.E. 2011. Some applications of thermodynamics for ecological systems. In: Moreno Piraján, J.C. (ed.). *Thermodynamics - Interaction Studies - Solids, Liquids and Gases*. Bogotá, Colombia: InTech.

Silow, E.A. & Mokry, A. V. 2010. Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy* 12(4): 902–925.

Silveira, M.P. 2004. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. In: *Documentos*, 36. *Embrapa Meio Ambiente*. 68.

Simpson, J.C. & Norris, R.H. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. In: *RIVPACS and Similar Techniques for Assessing the Biological Quality of Freshwaters*. 125–142.

Siqueira, T., Lacerda, C.G.L.T. & Saito, V.S. 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica* 47(4): 509–516.

Smith, R.L. 1992. *Elements of Ecology*. 3 rd. New York, NY: Harper Collins.

Soininen, J., McDonald, R. & Hillebrand, H. 2007. The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30(1): 3–12.

Southwood, T. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 337–365.

Statzner, B., Bady, P., Dolédec, S. & Schöll, F. 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* 50(12): 2136–2161.

Statzner, B. & Bêche, L.A. 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55: 80–119.

Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S. & Usseglio-Polatera, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology* 2(1): 73–85.

Statzner, B., Dolédec, S. & Hugueny, B. 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography* 27(4): 470–488.

Stephens, P.A., Pettorelli, N., Barlow, J., Whittingham, M.J. & Cadotte, M.W. 2015. Management by proxy? The use of indices in applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 52: 1–6.

Stiling, P. 1996. *Ecology: Theories and Applications*. 2nd ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

Stremke, S., Dobbelsteen, A. Van Den & Koh, J. 2011. Exergy landscapes: exploration of second-law thinking towards sustainable landscape design. *International Journal of Exergy* 8(2): 148.

Stroud, J.T., Bush, M.R., Ladd, M.C., Nowicki, R.J., Shantz, A.A. & Sweatman, J. 2015. Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. *Ecology and Evolution* 5(21): 4757–4765.

Susani, L., Pulselli, F.M., Jørgensen, S.E. & Bastianoni, S. 2006. Comparison between technological and ecological exergy. *Ecological Modelling* 193(3–4): 447–456.

Svirezhev, Y.M. 2000. Thermodynamics and ecology. *Ecological Modelling* 132(1–2): 11–22.

Thompson, S.A., Thompson, G.G. & Withers, P.C. 2008. Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator. *Ecological Indicators* 8(5): 530–549.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D. & Reich, P.B. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300–1302.

Tobler, W.R. 1970. A computer movie simulation urban growth in detroit region. *Economic Geography* 46: 234–240.

Tonkin, J.D., Olden, J.D., Altermatt, F., Finn, D.S., Heino, J., Pauls, S.U. & Lytle, D.A. 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology* 23(1): 141–163.

Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31(3): 265–275.

Townsend, M., Thrush, S.F. & Carabines, M.J. 2011. Simplifying the complex: an ‘ecosystem principles approach’ to goods and services management in marine coastal ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 434: 291–301.

Tudge, C. 1991. *Global Ecology*. New York, NY: Oxford University Press.

Turner, M.G. & Gardner, R.H. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Patterns and Process*. 2nd ed. New York, NY: Springer-Verlag.

Turner, T.F. & Edwards, M.S. 2012. Aquatic foodweb structure of the Rio Grande assessed with stable isotopes. *Freshwater Science* 31(3): 825–834.

Urban, D.L., Minor, E.S., Treml, E.A. & Schick, R.S. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12(3): 260–273.

Usseglio-Polatera, P. & Beisel, J.N. 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse river: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications* 18(2): 197–211.

Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J. & Woodcock, B.A. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* 19(10): 2921–2947.

Verberk, W.C.E.P., van Noordwijk, C.G.E. & Hildrew, A.G. 2013. Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science. *Freshwater Science* 32(2): 531–547.

Veríssimo, H., Neto, J.M., Teixeira, H., Franco, J.N., Fath, B.D., Marques, J.C. & Patrício, J. 2012. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. *Ecological Indicators* 19: 130–143.

Veríssimo, H., Verdelhos, T., Baeta, A., van der Linden, P., Garcia, A.C. & Marques, J.C. 2016. Comparison of thermodynamic-oriented indicators and trait-based indices ability to track environmental changes: response of benthic macroinvertebrates to management in a temperate estuary. *Ecological Indicators* 73: 809–824.

Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89(8): 2290–2301.

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882–892.

Wallace, J.B. & Webster, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41(131): 115–39.

Weber, C. & Puissant, A. 2003. Urbanization pressure and modeling of urban growth: example of the Tunis metropolitan area. *Remote Sensing of Environment* 86(3): 341–352.

Whittier, T.R., Stoddard, J.L., Larsen, D.P. & Herlihy, A.T. 2007. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society* 26(2): 349–360.

Winegardner, A.K., Jones, B.K., Ng, I.S.Y., Siqueira, T. & Cottenie, K. 2012. The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 27(5): 253–254.

Xu, F.L., Jørgensen, S.E. & Tao, S. 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* 116(1): 77–106.

Xu, F.L., Zhao, Z.Y., Zhan, W., Zhao, S.S., Dawson, R.W. & Tao, S. 2005. An ecosystem health index methodology (EHIM) for lake ecosystem health assessment. *Ecological Modelling* 188(2–4): 327–339.

Xu, F. 1997. Exergy and structural exergy as ecological indicators for the development state of the Lake Chaohu ecosystem. *Ecological Modelling* 99(1): 41–49.

Xu, F., Dawson, R.W., Tao, S., Cao, J. & Li, B. 2001. A method for lake ecosystem health assessment: an Ecological Modeling Method (EMM) and its application. *Hydrobiologia* 443(1/3): 159–175.

Young, H., McCauley, D., Dirzo, R., Dunbar, R. & Shaffer, S. 2010. Niche partitioning among and within sympatric tropical seabirds revealed by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 416: 285–294.

Vander Zanden, M.J., Cabana, G. & Rasmussen, J.B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(5): 1142–1158.

Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*. 85: 183–206.

Walz, U. & C. Stein, 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*. 22: 279–289.

Zeller, K.A., McGarigal, K. & Whiteley, A.R. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27(6): 777–797.

Zhang, J., Jørgensen, S.E., Tan, C.O. & Beklioglu, M. 2003. A structurally dynamic modelling—Lake Mogan, Turkey as a case study. *Ecological Modelling* 164(2–3): 103–120.

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 4

ÍNDICES MULTIMÉTRICOS PARA AVALIAÇÃO DE INTEGRIDADE BIÓTICA

MARCOS CALLISTO, DÉBORAH R.O. SILVA, DÉBORA R. CARVALHO, DIEGO R. MACEDO, DIEGO M.P. CASTRO, PAULO S. POMPEU, BÁRBARA BECKER, BÁRBARA SANCHES, GILMAR B. SANTOS & CARLOS BERNARDO M. ALVES

Callisto M., Silva D.R.O., Carvalho D.R., Macedo D.R., Castro D.M.P., Pompeu P.S., Becker B., Sanches B., Santos G.B. & Alves C.B.M. (2019). Índices Multimétricos para Avaliação de Integridade Biótica. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves (orgs.) Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 131-158 (Série Peixe Vivo, 7). DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas-4

4 - ÍNDICES MULTIMÉTRICOS PARA AVALIAÇÃO DE INTEGRIDADE BIÓTICA

A avaliação de integridade biótica de ecossistemas aquáticos considera diferentes usos e cobertura natural da terra, características de habitats físicos, qualidade de águas, além de características de assembleias de organismos aquáticos. Dentre as abordagens para avaliar condições ecológicas em ecossistemas aquáticos, os índices multimétricos elaborados com diferentes indicadores biológicos têm sido largamente utilizados. Esses índices integram, em uma única medida, vários componentes de assembleias de organismos residentes (p. ex. número de espécies, dominância, composição taxonômica, grupos tróficos, mobilidade, tolerância à poluição, etc.) em resposta a variações ambientais naturais e a pressões antrópicas (Karr 1998, Terra *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017).

Abordagens em múltiplas escalas espaciais contribuem efetivamente para o desenvolvimento de alternativas sustentáveis para a gestão ambiental de bacias hidrográficas, principalmente em cenários de degradação devido a atividades antrópicas (Omernik *et al.* 2011). Assim, os estudos sobre integridade biótica também devem considerar fatores regionais como geologia, solo, relevo, clima e vegetação (Johnson *et al.* 2003, Kaufmann & Hughes 2006). Os índices de integridade biótica são, portanto, uma ferramenta de avaliação de condições ecológicas em unidades hidrológicas em geral e, também, em microbacias de empreendimentos hidrelétricos (Macedo *et al.* 2014, Macedo *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017).

4.1- Índice de Integridade Biótica como Ferramenta de Avaliação de Condições Ecológicas: Histórico e Abordagens

O termo integridade biótica surgiu em 1972 com a lei federal dos Estados Unidos chamada *Clean Water Act*, que estabelecia a necessidade de restauração e manutenção da integridade química, física e biológica de recursos hídricos

nos EUA. O termo foi definido por Frey (1977) como sendo a capacidade de manutenção e suporte de comunidades biológicas, preservando sua composição, diversidade e estrutura funcional de forma comparável às características naturais em uma dada região. O *Clean Water Act* estabeleceu nos EUA até 1983 a meta de “descarga zero” de poluentes em águas para pesca e natação, e até 1985 para áreas navegáveis, estabelecendo o compromisso nacional de restaurar e manter a integridade química, física e biológica de ecossistemas aquáticos. Naquela época, dois terços dos corpos d’água naquele país eram impróprios ao contato primário, situação similar à do Brasil atual.

Karr (1981) propôs o Índice de Integridade Biótica (do inglês *Index of Biotic Integrity*, IBI) visando desenvolver metodologias eficazes para quantificar e avaliar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos. Um IBI, ou um Índice Multimétrico (MMI – do inglês *Multimetric Index*), propõe em um único índice a síntese de atributos ou métricas biológicas que reflita distúrbios antrópicos em ecossistemas aquáticos ao longo de um gradiente de condições ambientais (Karr *et al.* 1986). Nessa abordagem, as métricas recebem um escore de acordo com o que seria esperado em situações onde sejam mínimos os distúrbios por atividades humanas, e as condições ecológicas são descritas em classes qualitativas que variam em um gradiente de excelente (condição de referência) a muito pobre (severamente degradado). Essa abordagem permite avaliação estatística das métricas (Fore *et al.* 1994), conferindo uma confiabilidade nas informações e avaliações comparativas em escalas espacial e temporal.

O primeiro IBI foi desenvolvido utilizando 12 métricas que descreviam características de composição e riqueza de espécies, composição trófica, comportamento reprodutivo e condições específicas de assembleias de peixes nos estados norte-americanos de Indiana e Illinois (Karr 1981). Esse trabalho pioneiro de Karr tornou-se referência histórica como ferramenta de avaliação de integridade biótica (Ruaro & Gubiani 2013). Nos últimos anos, adaptações e novos índices foram desenvolvidos e aplicados em avaliação ecológica, conservação e manejo de ecossistemas em bacias hidrográficas (Klemm *et al.* 2003, Prudente *et al.* 2018). Gradativamente foram incorporados critérios estatísticos de seleção

de métricas (Hering *et al.* 2006, Stoddard *et al.* 2008), definição de sítios de referência (Johnson 2005, Whittier *et al.* 2007b, Herlihy *et al.* 2008, Ligeiro *et al.* 2013, Martins *et al.* 2018), avaliação de métodos de ranqueamento por escores (Blocksom 2003), uso de desenho amostral probabilístico (Herlihy *et al.* 2000, Silva *et al.* 2018) e correção de métricas para variações ambientais naturais (Chen *et al.* 2014, Macedo *et al.* 2016, Pereira *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017).

Além do desenvolvimento de IBI com assembleias de peixes (p. ex. Hughes *et al.* 1998, Casatti *et al.* 2009, Pont *et al.* 2009, Terra *et al.* 2013, Carvalho *et al.* 2017), foram também desenvolvidos índices com algas diatomáceas (p. ex. Fore 2002, Feio *et al.* 2009, Delgado *et al.* 2010), aves (p. ex. Bryce *et al.* 2002, Bryce 2006), anfíbios (p. ex. Stapanian *et al.* 2015), macrófitas aquáticas (p. ex. Beck *et al.* 2010, Kuhar *et al.* 2011, Feio *et al.* 2012, Radomski & Perleberg 2012) e macroinvertebrados (p. ex. Kerans & Karr 1994, Moya *et al.* 2011, Lunde & Resh 2012, Macedo *et al.* 2016, Pereira *et al.* 2016, Silva *et al.* 2017). Dentre as assembleias de organismos aquáticos, peixes e bentos são as mais utilizadas (Ruaro & Gubiani 2013). A utilização de assembleias de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para o desenvolvimento de índices multimétricos baseia-se em sua capacidade de resposta a mudanças ambientais (Karr & Chu 1999). Os macroinvertebrados exibem preferências quanto à utilização de recursos alimentares (Graça 2001, Tomanova *et al.* 2006, Ferreira *et al.* 2017), habitats físicos (Maddock 1999, Nerbonne & Vondracek 2001, Kaufmann *et al.* 2014, Macedo *et al.* 2016, Silva *et al.* 2016) e qualidade de água (Lenat 1988, Cao *et al.* 1996), respondendo a distúrbios em ecossistemas aquáticos através de alterações em sua estrutura e composição (McCabe & Gotelli 2000). Diversos parâmetros podem ser utilizados para testar as diferenças entre métricas biológicas em áreas de referência e impactadas. Portanto, além das métricas biológicas, um Índice de Integridade Biótica deve incluir métricas de usos do solo, habitats físicos e qualidade de água (Figura 28).

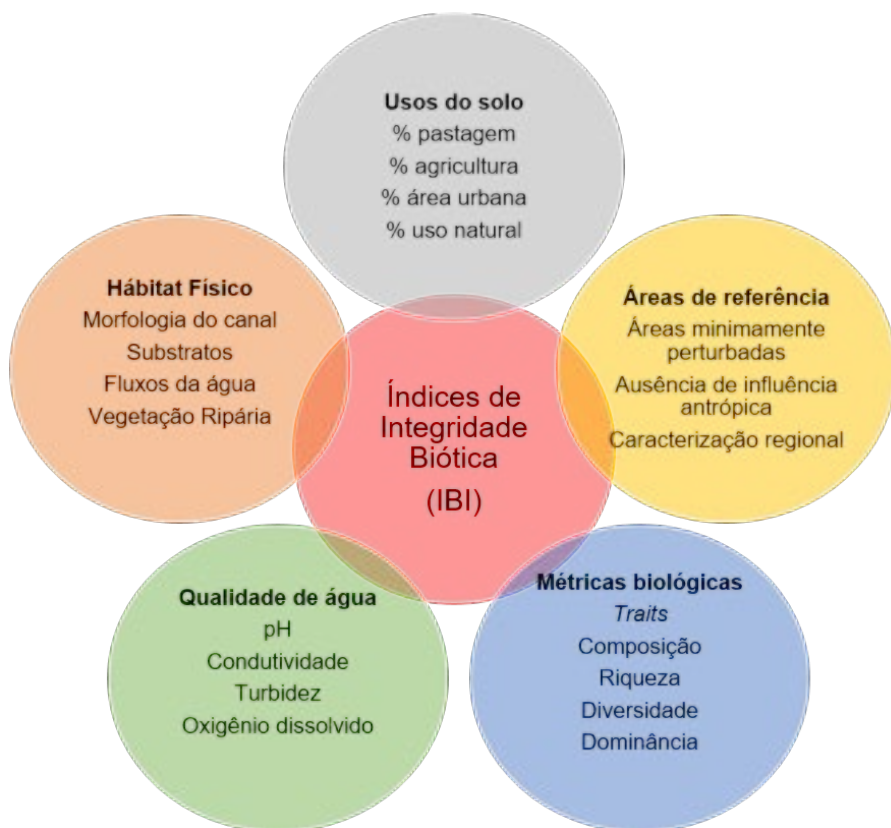


FIGURA 28 – Síntese de grupos de métricas utilizadas para testar métricas biológicas e índices de integridade biótica utilizando macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água.

Apesar de abrigarem elevada biodiversidade aquática, países tropicais estão entre os que apresentam menor número de estudos de avaliação de condição ecológica de ecossistemas aquáticos (Ruaro & Gubiani 2013). Parte disso se justifica pela falta de financiamento à pesquisa (Bozzetti & Schulz 2004), baixo conhecimento ecológico e taxonômico de espécies indicadoras e dificuldade em encontrar áreas de referência (Casatti *et al.* 2009), além da falta de legislação específica para avaliações biológicas de qualidade de água (Ruaro & Gubiani

2013, Buss *et al.* 2016, Macedo *et al.* 2016). No Brasil, a maior parte dos artigos publicados visando o desenvolvimento e aplicação de IBI utilizam como indicador biológico assembleias de peixes (Araújo *et al.* 2003, Bozzetti & Schulz 2004, Casatti *et al.* 2009, Terra *et al.* 2013, Carvalho *et al.* 2017) ou macroinvertebrados bentônicos (Baptista *et al.* 2007, Oliveira *et al.* 2011, Couceiro *et al.* 2012, Baptista *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2016, Pereira *et al.* 2016, Silva *et al.* 2017). Esses estudos foram realizados nos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia. No entanto, ainda há importantes lacunas no Brasil quanto à padronização de métodos, limitações quanto à aplicabilidade em larga escala e na definição de critérios para estabelecimento de áreas de referência (Ruaro & Gubiani 2013). Em relação aos MMIs com peixes no Brasil, Ticiani *et al.* (2018) apontam dificuldades de sua aplicação relacionadas à seleção de aspectos para a caracterização prévia de condições ecológicas de habitats, à falta de métricas padronizadas e à negligência de aplicação de características funcionais. Na prática, a não incorporação dessas ferramentas na avaliação, monitoramento e gestão de recursos hídricos como diretrizes pelos órgãos gestores federais (ANA, IBAMA e ICMBio) e estaduais (FEAM, IGAM em Minas Gerais, por exemplo) restringe esta abordagem apenas a fins de pesquisa acadêmica.

4.2 - Condições de Referência

O estabelecimento de critérios para determinação de condições de referência é um componente fundamental em estudos de diagnóstico de qualidade ambiental em bacias hidrográficas, na avaliação de integridade biótica e no desenvolvimento de IBIs ou MMIs (Whittier *et al.* 2007a, Feio *et al.* 2014, Elias *et al.* 2016). Os sítios de referência são locais minimamente alterados por atividades antrópicas e com características próximas à condição natural (Figura 29). A variabilidade de sítios em condições de referência é avaliada considerando condições abióticas que incluem aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos, características químicas da água, aspectos hidromorfológicos e características da vegetação ripária (p. ex. Martins *et al.* 2018). É importante que sítios de referência estejam

no "melhor cenário" em uma dada região, onde a cobertura vegetal seja predominantemente natural e as alterações nos usos do solo devido a atividades humanas sejam mínimas. Ao longo de um gradiente de condições ambientais em uma bacia hidrográfica, as amostragens devem ser realizadas em sítios em condições de referência (chamados de "o melhor cenário ambiental"), sítios em níveis intermediários de alteração e sítios severamente impactados por atividades humanas ("o pior cenário ambiental"). Em cada condição de qualidade ambiental, as assembleias de organismos aquáticos refletirão as condições ecológicas quanto à sua composição taxonômica, estrutura de comunidades e atributos funcionais (Figura 30). Porém, em muitas bacias hidrográficas no Brasil, é raro encontrar riachos em condições de referência devido a intensas atividades humanas, incluindo pastagens, agricultura e áreas urbanas, que resultam em desflorestamento e retirada de vegetação ripária.

Nos locais onde alterações ecológicas devido a atividades humanas ocorrem há décadas, não é possível identificar sítios minimamente alterados que possam ser considerados como em condições de referência (Stoddard *et al.* 2006, Whittier *et al.* 2007b). Para contornar esse problema são selecionados sítios em condições menos alteradas ("*least disturbed*"), que podem ser identificados dentro de um gradiente de distúrbio (p. ex. Terra *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Fierro *et al.* 2018) ou através de vários filtros ambientais representados por valores máximos de estressores (p. ex. Waite *et al.* 2000, Klemm *et al.* 2003, Herlihy *et al.* 2008, Silva *et al.* 2017). Em regiões onde não há disponibilidade de sítios em condições de referência, uma alternativa de abordagem é estimar a condição de referência com base em dados históricos, como utilizado por Hughes (1994), Hughes *et al.* (1998) e Mebane *et al.* (2003). Aqui no Brasil, poucas bacias poderiam lançar mão dessa abordagem, pois são raras as regiões que possuem registros de estudos padronizados em épocas passadas.

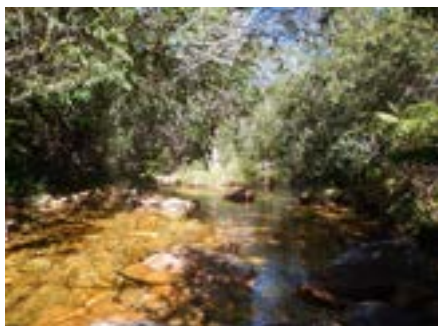


FIGURA 29 – Exemplos de riachos em condições de referência, abordagem importante no estudo ecológico de qualidade ambiental em bacias hidrográficas (Fotos de Isabela Martins no Parque Nacional da Serra da Canastra e na Serra do Salitre, MG).



FIGURA 30 – Ecossistemas em condições de referência, alterados e impactados ao longo de um gradiente de condições ambientais.

4.3 - Aplicações de Índices de Integridade Biótica no Brasil

No Brasil, o primeiro estudo sobre a aplicação de um Índice Multimétrico para avaliação ecológica foi realizado com peixes por Araújo (1998). Os índices desenvolvidos para avaliação da integridade biótica em riachos consideraram apenas regiões relativamente pequenas ou uma única bacia (Bozzetti & Schulz 2004, Ferreira & Casatti 2006, Casatti *et al.* 2009, Terra *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2016). Entretanto, os artigos recentes têm abrangido unidades hidrológicas mais amplas (p. ex. biomas), propondo índices mais robustos (p. ex. Carvalho *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017), multitaxa (p. ex. Chen *et al.* 2017), utilizando grupos de métricas biológicas que são associadas a métricas de usos do solo, habitats físicos e qualidade de água (Figura 31). Nesses artigos recentes, foram aplicados protocolos traduzidos do US-EPA, testados, adaptados e validados para condições tropicais, fruto do trabalho de pesquisadores apoiados pela Cemig (Projeto Peixe Vivo), disponíveis em Callisto *et al.* (2014).



FIGURA 31 – Exemplos de métricas biológicas utilizadas no desenvolvimento de índices de integridade biótica utilizando peixes.

O desenvolvimento de índices para avaliar a integridade ecológica de ecossistemas lóticos brasileiros é importante e deve ser incentivado, uma vez que esses ambientes permanecem mal estudados (Reis *et al.* 2016) e sob pressão crescente de atividades antrópicas, como a expansão da agricultura (De Fries & Rosenzweig 2010, Leal *et al.* 2016) e urbanização. Apesar da relevância de utilização de indicadores biológicos de integridade para uma avaliação de condição ecológica de ecossistemas de água doce (Casatti *et al.* 2006, Karr 1981), as regulamentações ambientais no Brasil são ainda incipientes. A legislação ambiental estabelece o monitoramento de corpos d'água em termos de variáveis de qualidade da água consideradas importantes para o consumo humano (Brasil 1997), que sofrem pressões de atividades de aquicultura e pesca (Brasil 2009), ou consideram que a preservação da vegetação ripária em terras privadas é suficiente para proteger a biodiversidade aquática e fornecer outros serviços ecossistêmicos (Brasil 2012). A Resolução CONAMA n.º 357, de 17 de março de 2005 (Brasil 2005), que dispõe

sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, aponta a importância de indicadores biológicos como ferramentas do enquadramento da qualidade de corpos d'água. No Estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n.º 1, de 5 de maio de 2008 (Minas Gerais 2008), estabelece em seu Art. 6º que a qualidade dos ambientes aquáticos deverá ser avaliada por indicadores biológicos, com determinação de áreas de referência, métodos de avaliação e grupos bioindicadores, entre estes, os peixes e invertebrados bentônicos. Portanto, o desenvolvimento de um protocolo de aplicação de índices bióticos é uma ferramenta importante e estratégica para monitorar e gerenciar ecossistemas aquáticos de forma rápida e econômica (Hughes & Noss 1992).

Na experiência de projetos de pesquisa P&D ANEEL-Cemig sobre o tema IBI (p. ex. GT-487, da UFMG, e CRA 3147 CEMIG/FAPEMIG, da UFLA), as etapas de planejamento, trabalho de campo, processamento de amostras em laboratório, interpretação e discussão de diferentes abordagens científicas foram intensivamente realizadas por professores, pesquisadores, pós-graduandos e alunos de iniciação científica (Figura 32). Em síntese, a abordagem IBI representa importante avanço técnico-científico para: (i) diagnóstico de qualidade ambiental, permitindo avaliar condições ecológicas em bacias hidrográficas; (ii) detectar áreas potenciais para práticas de manejo e conservação de recursos hídricos; (iii) identificar os principais estressores que alteram a integridade ecológica; (iv) proporcionar base ecológica para a gestão de bacias hidrográficas; e (v) oferecer bases científicas para o desenvolvimento de políticas e programas de monitoramento para melhor avaliar os recursos hídricos e subsidiar a gestão ambiental em áreas sob influência de empreendimentos hidrelétricos e identificação de áreas com fragilidade ambiental.

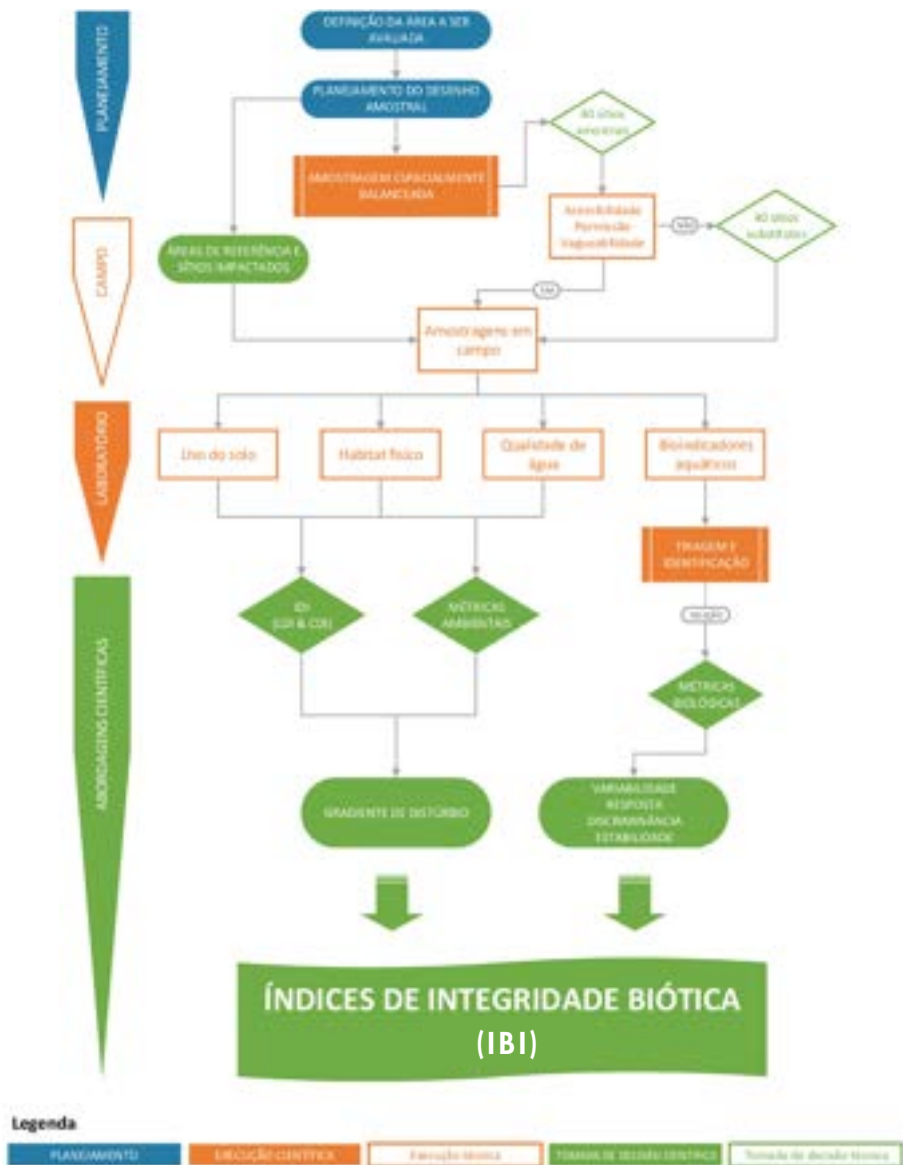


FIGURA 32 – Fluxograma de atividades em campo, laboratório e técnico-científicas para o desenvolvimento de Índices de Integridade Biótica realizadas no Projeto P&D ANEEL-Cemig GT-487.

4.4 - Índice de Ictiofauna em Reservatórios

O desenvolvimento de ferramentas para avaliação ecológica em reservatórios hidrelétricos é fundamental para o acompanhamento do processo de transformação das comunidades de peixes que vivem nesses ambientes, incluindo a manutenção de recursos pesqueiros. O uso de atributos de comunidades de peixes para avaliações ecológicas de reservatórios de hidrelétricas proporciona uma visão integrada do ecossistema aquático, uma vez que alguns organismos são indicadores da saúde dos locais que habitam e de toda a bacia em seu entorno (Fausch *et al.* 1990, Petesse *et al.* 2007, Launois *et al.* 2011). A avaliação do status ecológico de reservatórios e a aplicação de estudos da ictiofauna são recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA; United States Environmental Protection Agency 2013) e pela União Europeia (European Union 2000), que incluem essa abordagem em seus programas de biomonitoramento da qualidade da água.

Poucos estudos adaptaram a abordagem IBI para lagos e, ainda em menor escala, para reservatórios de usinas hidrelétricas (Terra & Araújo 2011). Jennings *et al.* (1995) foram os primeiros a proporem um índice que incorpora os princípios ecológicos nos quais o IBI é baseado, com adaptações aos aspectos particulares de reservatórios, o *Reservoir Fish Assemblage Index* (RFAI). Neste item, o termo integridade biótica é considerado impróprio para o estudo de comunidades de peixes em rios barrados, devido ao seu barramento artificial e inexistência de áreas não alteradas (áreas de referência).

O RFAI estabelece um critério para definir áreas mais sensíveis e que demandam investigações mais detalhadas em relação às condições ecológicas (Jennings *et al.* 1995), além de ser um índice quantitativo. Petesse *et al.* (2007) desenvolveram e aplicaram o RFAI em reservatórios no alto rio Paraná. Terra & Araújo (2011) adaptaram esse índice para 4 locais de amostragem, a fim de verificar a influência do reservatório de Funil em trechos lóticos (bacia do rio Paraíba do Sul, no estado do Rio de Janeiro). A equipe do laboratório de ictiologia da PUC Minas desenvolveu essa abordagem no projeto P&D Aneel-Cemig GT-477 (2014-2018)

na bacia do rio Grande (Alto Paraná), onde se localizam os reservatórios de Volta Grande e Nova Ponte.

A construção do RFAI é semelhante à do IBI e tem como primeiro passo a seleção de métricas bióticas candidatas, que são atributos das assembleias de peixes afetados negativa ou positivamente pelo impacto antrópico (p. ex. abundância de peixes migradores, riqueza de espécies nativas, abundância de indivíduos exóticos, abundância de onívoros, percentual de espécies exóticas) (Figura 33). A definição de grupos de métricas (p. ex. categorias tróficas, composição e riqueza, abundância) é realizada através de filtros estatísticos que consideram influências de atividades humanas, redundância e escore (Figura 34).



FIGURA 33 – Alterações na comunidade de peixes em função da transformação de ecossistemas lóticos (rios) em ecossistemas lânticos (reservatórios de usinas hidrelétricas).



FIGURA 34 – Métricas biológicas e diferentes atributos da integridade biótica das assembleias de peixes utilizados no desenvolvimento do RFAI.

4.5 - Implicações na Gestão de Recursos Hídricos

Um dos desafios em relação ao desenvolvimento de índices como o RFAI, e também IBI, é torná-los uma ferramenta disseminada além dos limites acadêmicos. A obtenção das informações em campo, análises em laboratório, cálculos de métricas e interpretações estatísticas são etapas longas até chegar aos índices, de mais fácil aplicação.

No Brasil, a Lei Nº 9.433 (de 8 de janeiro de 1997), conhecida como “Lei das Águas” (Brasil 1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e regulamenta dispositivos da Constituição Federal sobre o assunto, é um marco na gestão de recursos hídricos no Brasil. A partir dessa lei, foi criado o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, com objetivos de: (i) coordenar a gestão integrada das águas; (ii) arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; (iii) implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; (iv) planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos

recursos hídricos; e (v) promover a cobrança pelo uso de recursos hídricos. Entre as entidades participantes desse sistema estão os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH), que possuem, entre outras, a atribuição de aprovar e acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia. Assim, ferramentas como RFAI e/ou IBI para o biomonitoramento e gestão de recursos hídricos, para biomas brasileiros ou regiões (bacias hidrográficas), são fundamentais para o fornecimento de informações padronizadas e comparáveis. Os comitês devem se apropriar dos índices disponíveis (Araújo *et al.* 2003, Petesse *et al.* 2007, Carvalho *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017) e aplicá-los de forma sistemática, além de sugerir que empresas (concessionárias de energia elétrica e saneamento, mineradoras e indústrias) e outros órgãos públicos de gestão e pesquisa também o façam.

4.6 - Mensagem dos Autores

Em síntese, neste capítulo abordamos a importância de índices multimétricos em estudos ecológicos de bacias hidrográficas, bem como os aspectos históricos desde sua proposição inicial nos Estados Unidos, e descrevemos o crescimento dessa abordagem no Brasil. Especial ênfase foi dada à importância de seleção de condições de referência, desde sua definição, e desafios para a aplicação de IBIs no Brasil. Descrevemos a aplicação de índices com ictiofauna em reservatórios e as implicações da abordagem IBI para a gestão de recursos hídricos no país.

4.7 - Referências

Araújo, F.G. 1998. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 41(3).

Araújo, F.G., Fichberg, I., Pinto, B.C.T. & Peixoto, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management* 32(4): 516–526.

Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P. & Nessimian, J.L.

2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575(1): 83–94.

Baptista, D.F., Henriques-Oliveira, A., Oliveira, R.B.S., Mugnai, R., Nessimian, J. & Buss, D.F. 2013. Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 73(3): 573–583.

Beck, M.W., Hatch, L.K., Vondracek, B. & Valley, R.D. 2010. Development of a macrophyte-based index of biotic integrity for Minnesota lakes. *Ecological Indicators* 10(5): 968–979.

Blocksom, K.A. 2003. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31(5): 670–682.

Bozzetti, M. & Schulz, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. *Hydrobiologia* 529(1): 133–144.

Brasil 1997. Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.* Brasília, Brasil.

Brasil 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Brasília, Brasil.

Brasil 2009. Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009. *Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades*

pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. Brasília, Brasil.

Brasil 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.* Brasília, Brasil.

Bryce, S.A. 2006. Development of a bird integrity index: measuring avian response to disturbance in the Blue Mountains of Oregon, USA. *Environmental Management* 38(3): 470–486.

Bryce, S.A., Hughes, R.M. & Kaufmann, P.R. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2): 294–310.

Buss, D.F., Roque, F.O., Sonoda, K.C., Medina, P.B., Stefanés, M., Imbimbo, H.R.V., Kuhlmann, M.L., Lamparelli, M.C., Oliveira, L.G., Molozzi, J., Campos, M.C.S., Junqueira, M.V., Ligeiro, R., Moulton, T.P., Hamada, N., Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2016. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores no processo de licenciamento ambiental no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 6(1): 100–113.

Callisto, M., Hughes, R.M., Lopes, J.M. & Castro, M.A. 2014. *Ecological Conditions in Hydropower Basins. Série Peixe Vivo 3*. Belo Horizonte, Brasil: Companhia Energética de Minas Gerais.

Cao, Y., Bark, A.W. & Williams, W.P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341(1): 1–19.

Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.M. & Pompeu, P.S. 2017. A fish-based multimetric index for

Brazilian Savanna streams. *Ecological Indicators* 77: 386–396.

Casatti, L., Ferreira, C.P. & Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in Southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623(1): 173–189.

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66(2b): 681–696.

Chen, K., Hughes, R.M., Brito, J.G., Leal, C.G., Leitão, R.P., de Oliveira-Júnior, J.M.B., de Oliveira, V.C., Dias-Silva, K., Ferraz, S.F.B., Ferreira, J., Hamada, N., Juen, L., Nessimian, J., Pompeu, P.S. & Zuanon, J. 2017. A multi-assembly, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators* 78: 48–61.

Chen, K., Hughes, R.M., Xu, S., Zhang, J., Cai, D. & Wang, B. 2014. Evaluating performance of macroinvertebrate-based adjusted and unadjusted multi-metric indices (MMI) using multi-season and multi-year samples. *Ecological Indicators* 36: 142–151.

Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P. & Luz, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118–125.

De Fries, R. & Rosenzweig, C. 2010. Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(46): 19627–19632.

Delgado, C., Pardo, I. & García, L. 2010. A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). *Hydrobiologia* 644(1): 371–384.

Elias, C.L., Calapez, A.R., Almeida, S.F.P., Chessman, B., Simões, N. & Feio, M.J. 2016. Predicting reference conditions for river bioassessment by incorporating

boosted trees in the environmental filters method. *Ecological Indicators* 69: 239–251.

European Union 2000. *Directive 2000/60/EC of the european parliament and the council establishing a framework for community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Community (L327).

Fausch, K.D., Lyons, J., Karr, J.R. & Angermeier, P.L. 1990. Fish Communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123–144.

Feio, M.J., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., Ferreira, J., Ferreira, M.T., Elias, C., Serra, S.R.Q., Buffagni, A., Cambra, J., Chauvin, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Erba, S., Flor, N., Ferréol, M., Germ, M., Mancini, L., Manolaki, P., Marcheggiani, S., Minciardi, M.R., Munné, A., Papastergiadou, E., Prat, N., Puccinelli, C., Rosebery, J., Sabater, S., Ciadamidaro, S., Tornés, E., Tziortzis, I., Urbanič, G. & Vieira, C. 2014. Least disturbed condition for European Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment* 476–477: 745–756.

Feio, M.J., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P. & Ferreira, M.T. 2012. AQUAFLOA: A predictive model based on diatoms and macrophytes for streams water quality assessment. *Ecological Indicators* 18: 586–598.

Feio, M.J., Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C. & Calado, A.J. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators* 9(3): 497–507.

Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6(3).

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in Neotropical Savanna headwater

streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373.

Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R.M., Valdovinos, C. & Jara-Flores, A. 2018. A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators* 91: 13–23.

Fore, L. 2002. Response of diatom assemblages to human disturbance: development and testing of a multimetric index for the Mid-Atlantic Region (USA). In: Simon, T.P. (ed.). *Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities*. Boca Raton, FL: CRC Press, 445–480.

Fore, L.S., Karr, J.W. & Conquest, L.L. 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(5): 1077–1087.

Frey, D.G. 1977. Biological integrity of water—a historical approach. In: Ballentine, R.K. & Guarria, L.J. (eds.). *The Integrity of Water*. Washington, DC: Proceedings of a symposium. U.S. Environmental Protection Agency, 127–140.

Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology* 86(4–5): 383–393.

Hering, D., Feld, C.K., Moog, O. & Ofenböck, T. 2006. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566(1): 311–324.

Herlihy, A.T., Larsen, D.P., Paulsen, S.G., Urquhart, N.S. & Rosenbaum, B.J. 2000. Designing a spatially balanced, randomized site selection process for regional stream surveys: the EMAP mid-Atlantic pilot study. *Environmental Monitoring and Assessment* 63(1): 95–113.

Herlihy, A.T., Paulsen, S.G., Sickie, J. Van, Stoddard, J.L., Hawkins, C.P. & Yuan, L.L. 2008. Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. *Journal of the*

North American Benthological Society 27(4): 860–877.

Hughes, R.M. 1994. Defining biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. & Simon, T.P. (eds.). *Biological Assessment Criteria, Tools for Water Resource Planning and Decision Making*.

Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L. & Larsen, D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(7): 1618–1631.

Hughes, R.M. & Noss, R.F. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries* 17(3): 11–19.

Jennings, M.J., Fore, L.S. & Karr, J.R. 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 263–274.

Johnson, L.B., Breneman, D.H. & Richards, C. 2003. Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications* 19(3): 199–218.

Johnson, R.K. 2005. Bioassessment of freshwater ecosystems: using the reference condition approach. *Freshwater Biology* 50(1): 199–199.

Karr, J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R. & Bilby, R. (eds.). *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer-Verlag, 502–528.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.

Karr, J.R. & Chu, E.W. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Washington, DC: Island Press.

Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. & Schlosser, I.J. 1986.

Assessing of Biological Integrity in Running Waters: A method and its Rationale.
Champaign: Illinois Natural History Survey.

Kaufmann, P.R. & Hughes, R.M. 2006. Geomorphic and anthropogenic influences on fish and amphibians in Pacific Northwest Coastal streams. *American Fisheries Society Symposium* 48: 429–455.

Kaufmann, P.R., Peck, D. V., Paulsen, S.G., Seeliger, C.W., Hughes, R.M., Whittier, T.R. & Kamman, N.C. 2014. Lakeshore and littoral physical habitat structure in a national lakes assessment. *Lake and Reservoir Management* 30(2): 192–215.

Kerans, B.L. & Karr, J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4(4): 768–785.

Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D. V, Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B. & Davis, W.S. 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management* 31(5): 656–69.

Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A. & Urbanič, G. 2011. Development of a river macrophyte index (RMI) for assessing river ecological status. *Limnologica* 41(3): 235–243.

Launois, L., Veslot, J., Irz, P. & Argillier, C. 2011. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators* 11(6): 1572–1583.

Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., 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.

Lenat, D.R. 2011. Macroinvertebrates Water quality assessment of streams using

a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7(3): 222–233.

Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S. & Callisto, M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.

Lunde, K.B. & Resh, V.H. 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment* 184(6): 3653–3674.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 64: 132–141.

Macedo, D.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.

Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41(2): 373–391.

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.

McCabe, D.J. & Gotelli, N.J. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Ecology* 120(2): 270–279.

Mebane, C.A., Maret, T.R. & Hughes, R.M. 2003. An index of biological integrity

(IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(2): 239–261.

Minas Gerais. 2008. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG no 1, de 05 de maio de 2008. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Belo Horizonte, Brasil.

Moya, N., Hughes, R.M., Domínguez, E., Gibon, F.M., Goitia, E. & Oberdorff, T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators* 11(3): 840–847.

Nerbonne, B.A. & Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater river, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28(1): 87–99.

Oliveira, R.B.S., Baptista, D.F., Mugnai, R., Castro, C.M. & Hughes, R.M. 2011. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 11(6): 1584–1593.

Omernik, J., Hughes, R., Griffith, G. & Hellyer, G. 2011. Common geographic frameworks. In: *Landscape and Predictive Tools: A Guide to Spatial Analysis for Environmental Assessment*. Washington, DC: EPA/100/R-11/002. U.S. Environmental Protection Agency, 1–46.

Pereira, P.S., Souza, N.F., Baptista, D.F., Oliveira, J.L.M. & Buss, D.F. 2016. Incorporating natural variability in the bioassessment of stream condition in the Atlantic Forest biome, Brazil. *Ecological Indicators* 69: 606–616.

Pettesse, M.L., Petrere, M. & Spigolon, R.J. 2007. Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAI) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications* 23(6): 595–612.

Pont, D., Hughes, R.M., Whittier, T.R. & Schmutz, S. 2009. A predictive index of biotic integrity model for aquatic-vertebrate assemblages of Western U.S. streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 138(2): 292–305.

Prudente, B.S., Pompeu, P.S. & Montag, L. 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91: 315–323.

Radomski, P. & Perleberg, D. 2012. Application of a versatile aquatic macrophyte integrity index for Minnesota lakes. *Ecological Indicators* 20: 252–268.

Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P. & Rocha, L.A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89(1): 12–47.

Ruaro, R. & Gubiani, É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecological Indicators* 29: 105–110.

Silva, D.R.O., Herlihy, A.T., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. *Ecological Indicators* 81: 514–525.

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.

Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2016. The role of physical habitat and sampling effort on estimates of benthic macroinvertebrate taxonomic richness at basin and site scales. *Environmental Monitoring and Assessment* 188: 340.

Stapanian, M.A., Micacchion, M. & Adams, J.V. 2015. Wetland habitat disturbance best predicts metrics of an amphibian index of biotic integrity. *Ecological*

Indicators 56: 237–242.

Stoddard, J.L., Herlihy, A.T., Peck, D. V., Hughes, R.M., Whittier, T.R. & Tarquinio, E. 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 878–891.

Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K. & Norris, R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16(4): 1267–1276.

Terra, B.D.F. & Araújo, F.G. 2011. A preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in Southeastern Brazil. *Ecological Indicators* 11(3): 874–881.

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.

Ticiani, D., Bogoni, R.F., Eichelberger, A.C.A., Berlatto, A.F., Medeiros, G. & Delariva, R.L. 2018. Trends in the application of multimetric indexes in Brazil: scienciomtric analyses related to fish fauna. *Ciência e Natura* 40: 18.

Tomanova, S., Goitia, E. & Helešić, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556(1): 251–264.

United States Environmental Protection Agency 2013. *National Rivers and Streams Assessment 2013-2014: Field Operations Manual – Wadeable*. EPA-841-B-12-009b. Washington, DC.

Waite, I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P. & Klemm, D.J. 2000. Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Journal of the North American Benthological Society* 19(3): 429–441.

Whittier, T.R., Hughes, R.M., Stoddard, J.L., Lomnický, G.A., Peck, D. V. & Herlihy, A.T. 2007a. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the Western USA. *Transactions of the American Fisheries Society* 136(3): 718–735.

Whittier, T.R., Stoddard, J.L., Larsen, D.P. & Herlihy, A.T. 2007b. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society* 26(2): 349–360.

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS
PARA CONSERVAÇÃO
E MANEJO DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS

ANEXOS

FORMAÇÃO DE PESSOAL E PRODUÇÃO
CIENTÍFICA RELEVANTE DA PARCERIA ENTRE
AS UNIVERSIDADES E A CEMIG

FORMAÇÃO DE PESSOAL

Neste anexo listamos os alunos que foram formados e a produção científica que resultou da metodologia IBI ao longo de 10 anos de parceria entre as Universidades e a CEMIG. Marcamos com o sinal (*) outros produtos e pesquisadores que foram beneficiados pela abordagem, apesar de não terem sido diretamente oriundos desta experiência nas bacias dos empreendimentos hidrelétricos de Nova Ponte, Três Marias, Volta Grande, São Simão e Pandeiros.

Teses de Doutorado

(*) **Joseline Molozzi.** *Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ecológica de reservatórios urbanos.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2011. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Diego Rodrigues Macedo. *Influências ambientais em múltiplas escalas espaciais sobre assembleias aquáticas no Cerrado.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2013. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador: Prof. Robert Mason Hughes (OSU).

Raphael Ligeiro. *Efeito do gradiente de distúrbio antrópico sobre padrões de diversidade alfa e beta de macroinvertebrados em riachos Neotropicais.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2013. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador: Adriano Sanches Melo (UFG).

Wander Ribeiro Ferreira. *Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em riachos a montante de empreendimentos hidrelétricos: bioindicadores para conservação e manejo.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2013. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador: Leandro Gonçalves Oliveira (UFG).

(*) **Cecília Gontijo Leal.** *Multiscale antropogenic impacts on stream condition and fish assemblages in Amazonian landscapes.* Tese de doutorado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2015. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

(*) **Bruno da Silveira Prudente.** *Influência da exploração madeireira na estrutura do habitat e diversidade das assembleias de peixes em igarapés da Amazônia Oriental.* Tese de doutorado em Zoologia/UFPA – 2017. Orientador: Prof. Luciano Montag (UFPA), Coorientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Déborah Regina Oliveira e Silva. *Avaliação de condições ecológicas em riachos no Cerrado: bases para sua conservação.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2017. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador Prof. Alan Herlihy (US-EPA).

Diego Marcel Parreira de Castro. *Functional diversity and trophic relationships in benthic communities: a multi-scale spatial approach in Neotropical Savanna streams.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG e em co-tutela na Université Lyon 1 – 2017. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador Prof. Sylvain Dolédec (Université Lyon 1, França).

Marden Seabra Linares. *Exergia como indicador de condição ambiental em bacias hidrográficas na Savana Neotropical.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2017. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientador Prof. João Carlos Marques (Universidade de Coimbra, Portugal).

Kele Rocha Firmiano. *Pressões antrópicas em múltiplas escalas espaciais na estruturação de comunidades bentônicas.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG – 2018. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientadora Profa. Núria Bonada (Universidade de Barcelona, Espanha).

(*) **Juliana Silva França.** *Monitoramento participativo em bacias hidrográficas urbanas com estudantes do ensino básico: uma ferramenta para conservação de biodiversidade.* Tese de doutorado no PPG-ECMVS/UFMG - 2019. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Dissertações de mestrado

Bárbara de Oliveira Sanches. *Variações espaciais na estrutura da comunidade de peixes do reservatório de Nova Ponte.* Dissertação de mestrado em Zoologia de Vertebrados/Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - 2011. Orientador: Prof. Gilmar Bastos Santos (PUC Minas).

(*) **Evaldo de Lira Azevêdo.** *Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do máximo potencial ecológico em reservatórios da bacia do rio Paraíba.* Dissertação de mestrado em Ecologia e Conservação/Universidade Estadual da Paraíba, 2011. Orientador: Prof. José Etham Lucena Barbosa (UEPB), Coorientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Nara Tadini Junqueira. *Ictiofauna de riachos da bacia do rio Araguari: estrutura, composição e relações com aspectos geográficos e amostrais.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2011. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Déborah Regina de Oliveira e Silva. *Estimativa de riqueza de macroinvertebrados bentônicos e a relação da composição da comunidade com componentes do meso-habitat em riachos de cabeceira no Cerrado.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG – 2012. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Míriam Aparecida de Castro. *Fatores estruturantes e possíveis espécies indicadoras da assembleia de peixes de riachos afluentes do reservatório de Três Marias, MG.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2012. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

(*) **Thais Yumi Yuhara.** *Avaliação do impacto de estradas sobre a fauna de peixes de riachos no sul de Minas Gerais.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2012. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Letícia de Moraes. *Desenvolvimento de índice de integridade biótica utilizando macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Três Marias, Minas Gerais, Brasil.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG – 2013. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Débora Reis de Carvalho. *Influência de diferentes usos do solo sobre os peixes de riachos do Cerrado: uma abordagem utilizando a ferramenta isótopos estáveis.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2014. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Isabela Sobrinho Martins. *Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de condições de referência.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG – 2014. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Kele Rocha Firmiano. *Assembleias de Ephemeroptera (Insecta) em riachos de cabeceira no bioma Cerrado.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG – 2014. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

(*) **Pedro Ratton Alves de Souza.** *Avaliação da integridade biótica em um contínuo de um riacho com trechos subterrâneos.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2014. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Rafaela Lima de Farias. *Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores no reservatório de Volta Grande, MG.* Dissertação de mestrado no PPG-EC/UEPB – 2014. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Daniela Cristina Fagundes. *A ictiofauna e suas variações em riachos afluentes do reservatório de Nova Ponte, Minas Gerais, em dois períodos estudados.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2015. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

(*) **Janaina Uchôa Medeiros Agra.** *Condições de Referência em riachos de cabeceira tropicais.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG - 2015. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Maria José Pinheiro Anacleto. *Efeito de um episódio de seca atípica sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um barramento hidrelétrico no cerrado.* Dissertação de mestrado no PPG-EC/UEPB – 2015. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Carolina Rezende Savino Silveira. *Bens e serviços ecossistêmicos de um reservatório em período de escassez extrema de água.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG - 2016. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Yuri Malta Caldeira. *Riachos em condição de referência em uma bacia Neotropical: variação natural do habitat físico e sua influência sobre a estruturação da ictiofauna.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2016. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Ana Carolina Figueira Porto. *Biologia e ecologia do camarão *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) em águas continentais no estado de Minas Gerais, Brasil.* Dissertação de mestrado no PPG-Ecologia e Conservação de Recursos Naturais/UFU – 2017. Orientadora: Profa. Ariádine Cristiane de Almeida (UFU).

(*) **João Pedro Corrêa Gomes.** *Diversidade e fatores estruturadores de uma assembleia de peixes em uma bacia inserida em unidades de conservação.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2018. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Luiza Campos de Medeiros Olinto. *Hábitos alimentares da ictiofauna de um reservatório da região Neotropical e trechos livres adjacentes.* Dissertação de mestrado em Zoologia de Vertebrados/Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - 2018. Orientador: Prof. Gilmar Bastos Santos (PUC Minas).

(*) **Silvia Soledad Valenzuela Reyna.** *Aspectos ecológicos da ictiofauna de um sistema de veredas.* Dissertação de mestrado em Ecologia Aplicada/UFLA – 2018. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

(*) **Gisele Moreira dos Santos.** *Produtividade de assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois biomas brasileiros: Mata Atlântica e Cerrado.* Dissertação de mestrado no PPG-ECMVS/UFMG em andamento. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Trabalhos de Conclusão de Curso de Graduação e de Pós-graduação *latu sensu*

(*) **Débora Reis Carvalho.** *Relação entre habitat físico, uso e ocupação do solo e riqueza de espécies de peixes em Igarapés da região de Santarém, Pará.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFLA – 2011. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Stella Ferreira Biondi. *Distribuição espacial da diversidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do reservatório de Nova Ponte (MG). Fatores locais que podem influenciar na distribuição de macroinvertebrados bentônicos em depósitos foliares.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFMG – 2011. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Victor Emmanuel Teixeira Gomes. *Análise da infestação por ectoparasitas em *Astyanax scabripinnis* e suas relações com características de córregos na bacia do rio Araguari.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFLA – 2011. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Antônio Júlio de Moura Chaves. *O que explica a estrutura trófica de peixes em riachos do Cerrado brasileiro?* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFLA – 2016. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Camila Gomes Siqueira Montalvão. *Riqueza e abundância da ictiofauna de migradores e reofílicos em diferentes ambientes da bacia de drenagem dos reservatórios de Nova Ponte e Volta Grande, Sudeste do Brasil.* 2016. Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/Centro Universitário Newton Paiva - 2016. Orientador: Prof. Gilmar Bastos Santos (PUC-Minas).

(*) **Gisele Moreira dos Santos.** *Colonização de substrato artificial por macroinvertebrados bentônicos em parques urbanos.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFMG – 2016. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG).

Katiene Pimenta Santiago. *Avaliação da qualidade de água na bacia da usina hidrelétrica de Nova Ponte: parâmetros físicos e químicos.* Trabalho de conclusão de curso de Especialização em Gerenciamento de Recursos Hídricos, UFMG – 2016. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFMG), Coorientadora Magda Greco.

Bárbara Becker. *Programas ambientais: um estudo dos fatores críticos e seus axiomas no ambiente de projetos.* 2017. Trabalho de conclusão de curso (Pós-Graduação em Gerenciamento de Projetos) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Orientador: Prof. Gilmar Santos (PUC-Minas)

Bárbara de Oliveira Sanches Galhardo. *Riscos em projetos de pesquisa e desenvolvimento: uma análise voltada às instituições de ensino privadas.* 2017. Trabalho de conclusão de curso (Pós-Graduação em Gerenciamento de Projetos) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Orientador: Prof. Gilmar Santos (PUC-Minas).

(*) **Bianca Larissa de Carvalho.** *A influência dos tipos de usos e ocupação do solo na qualidade de águas: a geotecnologia como ferramenta em atividades de monitoramento participativo com escolas.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFGM – 2017. Orientador: Prof. Marcos Callisto (UFGM).

Julia Ramos Ribeiro. *Variações espaço-temporais na estrutura da comunidade de peixes no reservatório de Nova Ponte.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - 2017. Orientador: Prof. Gilmar Bastos Santos (PUC-Minas).

Patrícia Santos Fráguas. *A influência do hábitat físico na alimentação de uma espécie de peixe generalista em riachos Neotropicais.* Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas/UFLA – 2017. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Iane Chagas Vidal. *A qualidade da água em riachos varia de acordo com o habitat físico e o uso do solo no entorno.* 2018. Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental e Sanitária/UFLA – 2018. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu (UFLA).

Publicações Científicas

Artigos

Macedo, D.R., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Junqueira, N.T., Sanches, B.O. Oliveira, D., Alves, C.B.M., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Pompeu, P.S., Santos, G.B., Callisto, M. 2012. Parâmetros biológicos e de habitats físicos para a avaliação de bacias no sudeste do Brasil. *Ação Ambiental (UFV)* 13: 15-18.

(*) Molozzi, J., Feio, M.J., Salas, F., Marques, J.C., Callisto, M. 2012. Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 23: 155-165.

Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D.R., Melo, A.S., Callisto, M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45-57.

(*) Molozzi, J., Feio, M.J., Salas, F., Marques, J.C., Callisto, M. 2013. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 6591-6606.

(*) Molozzi, J., Hepp, L.U., Callisto, M. 2013. The additive partitioning of macroinvertebrate diversity in tropical reservoirs. *Marine and Freshwater Research* 54: 609-617.

(*) Molozzi, J., Salas, F., Callisto, M., Marques, J.C. 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators* 24: 543-551.

Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P., Oliveira, L.G., Callisto, M. 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science* 33(3): 860-871.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W., 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: 1001-1016.

Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Hughes, R.M., Callisto, M. 2014. Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. *Environmental and Monitoring Assessment* 186: 5479-5488.

Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P., Oliveira, L.G., Callisto, M. 2015. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado? *Annales de Limnologie* 51: 115-124.

Carvalho, D.R., Castro, D., Callisto, M., Moreira, M., Pompeu, P. 2015. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses. *Journal of Fish Biology* 87(3): 559-578.

Carvalho, D.R., Correa, R.C., Pereira, R.B., Pompeu, P.S. 2015. Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in a Brazilian stream. *Acta Scientiarum. Biological Sciences (Online)* 37: 439-448.

(*) Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M.A, Florian Al-Shami, S.A., Angeler, D.G., Bonada, N., Brand, C., Callisto, M., Cottenie, K.D., Dudgeon, D., Encalada, A.G., Grönroos, E., Hamada, N., Jacobsen, D., Landeiro, V.L., Ligeiro, R., Miserendino, R.T., Rawi, M.L., Rodrigues, C.D., Marciel, E., Roque, F.O., Sandin, L., Schmera, D.S., Simaika, L.F., Siqueira, T., Thompson, R.M., Townsend, C.R. 2015. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution* 5(6): 1235-1248.

Martins, I., Sanches, B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Santos, G.B., Molozzi, J. & Callisto, M. 2015. Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. *Biota Neotropica* 15(1): 1-10.

(*) Azevedo, E.L., Barbosa, J.E.L., Vidigal, T.H.D.A., Marques, J.C., Callisto, M., Molozzi, J. 2016. Potential ecological distribution of alien mollusk *Corbicula largillierti* and its relationship with human disturbance in a semi-arid reservoir. *Biota Neotropica* 16: 109-114.

Becker, B., Sanches, B.O., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Callisto, M., Santos, G.B. 2016. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Journal of Limnology* 75: 156-168.

(*) Boyero, L., Pearson, R.H., Gessner, C., Perez, M., Alexandrou, J., Graça, M., Cardinale, M.A.S., Albarino, B., Arunachalam, R., Muthukumarasamy B., Boulton, L., Bruder, A.J., Callisto, M., Chauvet, E.D., Dudgeon, D. Encalada, A.C., Ferreira, V., Figueroa, R., Flecker, A., Gonçalves-Jr, J.F., Helson, J., Iwata, T., Jinggut, T., Mathooko, J., Mathuriau, C., Merimba, C., Moretti, M., Pringle, C., Ramirez, C., Ratnarajah, A., Rincon, L., Yule, C. 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of Royal Society Britain* 283: 20152664.

Castro, D., Carvalho, D., Pompeu, P., Moreira, M., Callisto, M. 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *PLoS ONE* 11(3): e0150527.

(*) Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot, T.O., Andrade, A.L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P.S., Montag, L.F.A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *Rivers Research and Applications* 32: 2081-2094.

Junqueira, N.T., Macedo, D.R., 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: 10-17.

(*) 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: 1725-1745.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P., Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 64: 132-141.

Morais, L., Sanches, B.O., Santos, G.B., Kaufmann, P. R., Hughes, R. M., Molozzi, J., Callisto, M. 2016. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. *Journal of Limnology* 76: 240-252.

Sanches, B.O., Santos, G.B., Hughes, R.M., Macedo D.R., Callisto, M. 2016. Spatial variations in fish assemblage structure in a southeastern Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 76: 185-193.

Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Hughes, R.M., Callisto, M. 2016. The role of physical habitat and sampling effort on estimates of benthic macroinvertebrate taxonomic richness at basin and site scales. *Environmental and Monitoring Assessment* 188: 1-5.

(*) Azevedo, E., Barbosa, J.E.L., Viana, L.G., Anacleto, M., Callisto, M., Molozzi, J. 2017. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 189: 23-30.

(*) Benone, N. L., Esposito, M.C., Juen, L., Pompeu, P.S., Montag, L.F.A. 2017. Regional controls on physical habitat structure of Amazon streams. *River Research and Applications* 33: 766-776.

(*) Boyero, L., Graça, M., Torin, A., Perez, J., Pearson, R., Swafford, A., Ferreira, V. Landeira, A., Alexandrou, M., Albarino, R., Barmuta, L.A., Callisto, M., Chara, J., Chauvet, E., Colón-Gaud, C., Dudgeon, D., Encalada, A., Figueroa, R., Flecker, A., Fleituch, T., Gessner, M., Gonçalves-Jr., J.F., Helson, J., Iwata, T., Mathooko, J. 2017. Riparian plant litter quality increases with latitude. *Scientific Reports* 7: 10562-10572.

Carvalho, D., Castro, D., Callisto, M., Moreira, M., Pompeu, P.S. 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia* 795: 199-217.

Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R., Pompeu P.S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecological Indicators* 77: 386-396.

Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M. 2017. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect trait composition in savanna streams. *Ecological Indicators* 84: 573-582.

Castro, D.M.P., Dolédec, S., Callisto, M. 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology* 62: 1472-1486.

(*) Chen, K., Hughes, R.M., Brito, J.G., Leal, C.G., Leitão, R., Oliveira J.R., J.M.B., Oliveira, V.C., Silva, K.D., Ferraz, S., Ferreira, J., Hamada, N., Juen, L., Nessimian, J., Pompeu P.S., Zuanon, J. 2017. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. *Ecological Indicators* 78: 48-61.

(*) De Faria, A.P.J., Ligeiro, R., Callisto, M., Juen, L. 2017. Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. *Hydrobiologia* 802: 39-51.

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P., Callisto, 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365-373.

Firmiano, K.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Juen, L., Hughes, R.M., Callisto, M. 2017. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators* 74: 276-284.

(*) 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, Silvio, F.B., Gardner, T.A. 2017. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 40: 1-13.

Linares, M., Callisto, M., Marques, J.C. 2017. Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. *Science of the Total Environment* 613: 1543-1550.

Linares, M., Callisto, M., Marques, J.C. 2017. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators* 75: 279-285.

(*) Oliveira, J.R., J.M.B., Marco, J.R., P., Silva, K.D., Leitão, R.P., Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Hughes, R.M., Juen, L. 2017. Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters* 66:31-39.

Pereira, A.L.S., Macedo, D.R. 2017. Análise de métodos de interpolação para o mapeamento da precipitação na bacia do reservatório de Nova Ponte/MG. *Cadernos do Leste* 7: 34-44.

(*) Prudente, B. Bruno 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: 303-316, 2017.

(*) Santos, J.P., Martins, I, Callisto, M., Macedo, D.R. 2017. Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do rio Pandeiros, Minas Gerais. *Revista Espinhaço* 6: 36-46.

Silva, D.O.S., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Callisto, M. 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. *Ecological Indicators* 81: 514-525.

Anacléto, M.J.P., Ligeiro, R., Barbosa, J.E.L., Molozzi, J., Callisto, M. 2018. Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir. *Biota Neotropica* 18(2): e20170352.

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 and the Total Environment* 635: 1267-1279.

Martins, I., Ligeiro, R., Hughes, R., Macedo, D.R., Callisto, M. 2018. Regionalization is key to establish reference conditions for neotropical savanna streams. *Marine and Freshwater Research* 69: 82-94.

(*) 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., Röpkke, 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: 1312-1326.

(*) Linares, M.S., Marques, J.C., Callisto, M. 2018. Thermodynamic based indicators illustrate how run-of-river impoundment in a neotropical savanna river attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages' complexity. *Ecological Indicators* 88: 181-189.

(*) Pellegrini, T.G., Pompeu P.S., Ferreira, R.L. 2018. Cave benthic invertebrates in south-eastern Brazil: are there 'key' factors structuring such communities? 2018. *Marine and Freshwater Research* 69: 1762-1770.

(*) Prudente, B.S., Pompeu, P.S., Montag, L. F. A. 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91: 315-323.

(*) Ratton, P., Ferreira, R.L., Pompeu P.S. 2018. The fish community of a small karstic watershed and its relationship with the physical habitat. *Marine and Freshwater Research* 69: 1312-1320.

Silva, D.O.S., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Callisto, M. 2018. Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science and the Total Environment* 633: 179-188.

Silveira, C.R.S., Macedo, D.R., Callisto, M. 2018. Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de um reservatório hidrelétrico em cenário de extrema escassez hídrica. *Revista Espinhaço* 7(1): 11-20.

(*) Agra, J.U.M., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Callisto, M. 2018. Ecoregions and stream types help us understand ecological variability in Neotropical reference streams. *Marine and Freshwater Research* 70: 594-602.

Carvalho, D.R. de, Castro, D., Callisto, M., Chaves, A.J.M., Moreira, M.Z., Pompeu, P.S. 2018. Stable isotopes and stomach contents analyses indicates omnivorous habit and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. *Aquatic Ecology* (in press).

(*) França, J.S., Solar, R., Hughes, R.M., Callisto, M. 2019. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio* 48: 867-878.

Livros

Callisto, M., Alves, C.B.M., Lopes, J., Castro, M.A. (Org). *Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos*. 1ed. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2014, v. 1. 261p.

Callisto, M., Hughes, R. M., Lopes, J., Castro, MA. (Org). *Ecological conditions in hydropower basins*. 1. ed. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 2014. v. 1. 216p.

Capítulos de Livro

Callisto, M., Molozzi J., Barbosa, J.E.L. Eutrophication of lakes. In: Abid A. Ansari; Sarvajeet S. Gill. (Org.). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. 1 ed. Rohtak: Springer, 2012, v. 1, p. 23-45.

França, J.S., Callisto, M. Monitoramento ambiental participativo de qualidade de água: a comunidade escolar como parceira na conservação de biodiversidade. 5ª Reunião de Estudos Ambientais e II Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis, Porto Alegre, RS, Junho/2015.

Callisto, M., Gonçalves, J.F., Ligeiro, R. Water resources in the rupestrian grasslands of the Espinhaço Mountains. In: Geraldo Wilson Fernandes. (Org.). *Ecology and Conservation of Mountaintop grasslands in Brazil*. 1ed. Berlin: Springer International Publishing, 2016.

Ferreira, W.R., Gonçalves Jr., J.F., Callisto, M. Quais mudanças a retirada de matas ripárias causam no comportamento de um típico fragmentador? *Anais do II BecInt - behavioral ecology and interactions symposium*, 2017.

Prêmios

Diego Castro & Marcos Callisto. EFFS Award for the 3th best student Poster at 9th Symposium for European Freshwater Sciences, Genebra, Suíça, Julho/2015.

Diego Castro & Marcos Callisto. Menção honrosa pelo trabalho apresentado no II International Symposium of Ecology: Ecology in the Anthropocene, São Carlos, SP, Agosto/2016.

Juliana Silva França & Marcos Callisto. Prêmio Boas Práticas Ambientais - Águas Gerais - 3º lugar, Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SISEMA, Junho/2018.

SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS
PARA CONSERVAÇÃO
E MANEJO DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS

ANEXOS 2

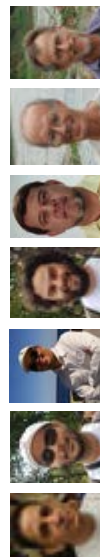
FIGURAS DIDÁTICAS QUE DESCREVEM PRODUTOS
ACADÊMICOS RELEVANTES DA PARCERIA
ENTRE AS UNIVERSIDADES E A CEMIG

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig
Tese de Doutorado de Wander Ribeiro Ferreira, 2013 (PG-ECMVS)

Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G. & Callisto, M. 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams

Freshwater Science

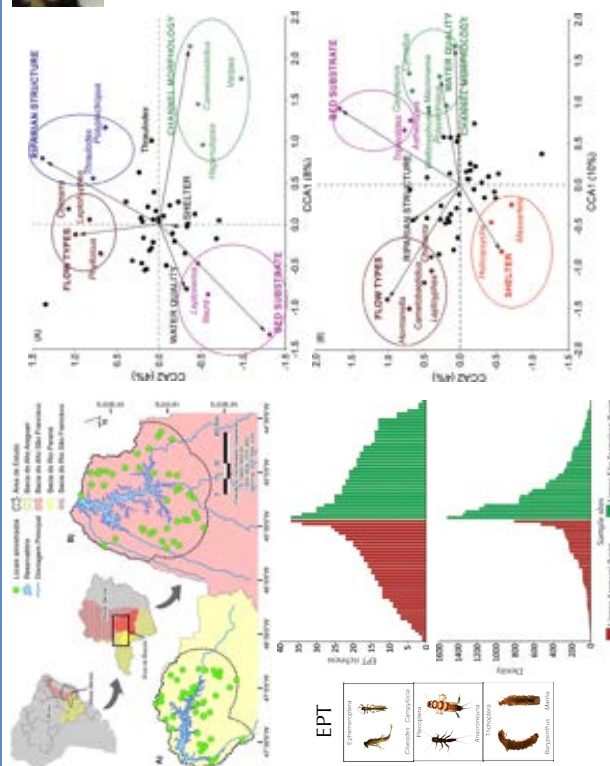
DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.08.042



UFMG

Contribuição Ecológica

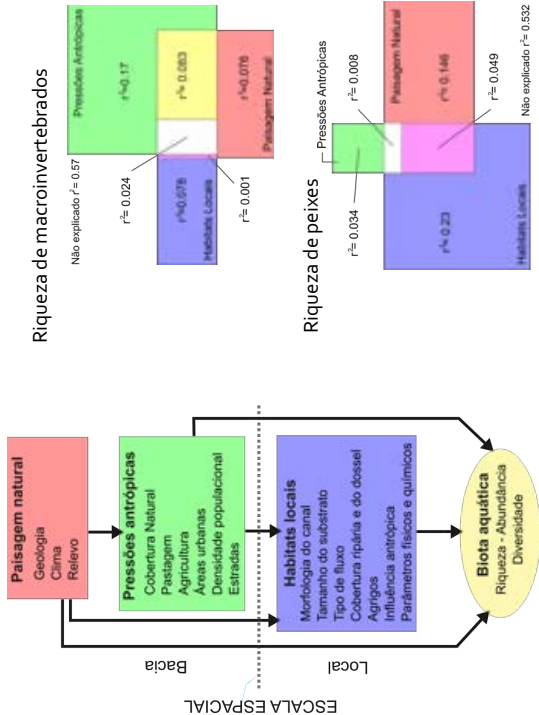
Este artigo avaliou a relativa importância de múltiplos habitats físicos e químicos que influenciam a riqueza de assembleias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos de cabeceira no Cerrado. Nossos resultados evidenciaram que variáveis de habitats físicos foram mais importantes do que variáveis de qualidade de água na estruturação de assembleias de EPT em riachos de bacias de drenagens dominadas por agricultura e pasto.



Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig *Tese de Doutorado de Diego Rodrigues Macedo, 2013 (PG-ECMVS)*

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Castro, M.A., Lunqueira, 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
 DOI: 10.1007/s10980-014-0036-9



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como fatores geodinâmicos, pressões antrópicas e estruturação de habitats físicos influenciam a riqueza de macroinvertebrados bentônicos e peixes em riachos de cabeceira no cerrado mineiro.

Os resultados evidenciaram que existe um efeito de covariância entre as três escalas avaliadas, sendo que o enquanto as pressões antrópicas influenciam a riqueza de macroinvertebrados, os habitats físicos influenciam mais a riqueza de peixes.

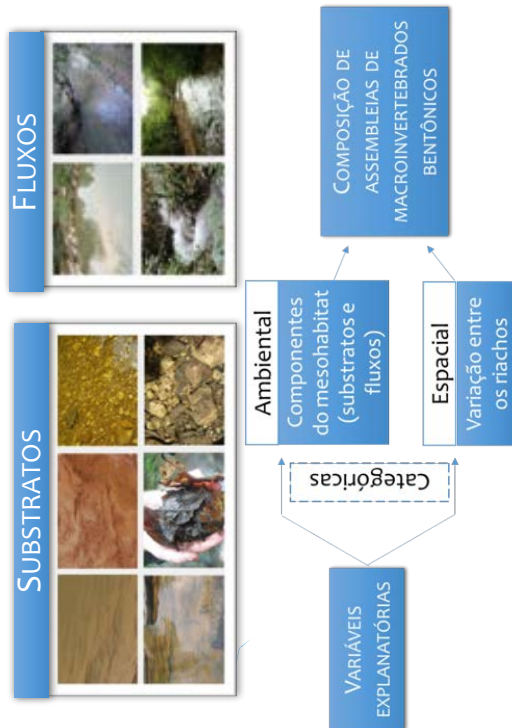
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Dissertação de mestrado de Déborah R. de O. e Silva, 2013 (PG-ECMVS)

Silva, D.R.O; Ligeiro, R.; Hughes, R. M.; Callisto, M. 2014. Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams

Environmental Monitoring and Assessment

DOI: 10.1007/s10661-014-3797-3



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou o quanto a distribuição de macroinvertebrados pode ser explicada por fatores ambientais do meso-habitat (tipos de substrato e fluxo) e pela variação entre riachos.

Observou-se que o % da variação explicado por fatores ambientais foi maior em relação à variação entre os riachos. Tipos de fluxo explicaram mais de 60% da variação ambiental comparado com tipos de substratos. A interação entre condições hidrológicas e geomorfológicas afetam as comunidades de macroinvertebrados e seu arranjo é importante ao nível de meso-escala.



UFMG



Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig Tese de Doutorado de Wander Ribeiro Ferreira, 2013 (PG-ECMVS)

Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G. & Callisto, M. 2015. Is the diet of a typical shredder related to the physical habitat of headwater streams in the Brazilian Cerrado?

Annales de Limnologie

DOI: 10.1051/limn/2015004



UFMG

Universidade Federal de Minas Gerais

UFMG

Universidade Federal de Minas Gerais

UFMG

Universidade Federal de Minas Gerais

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

UFMG

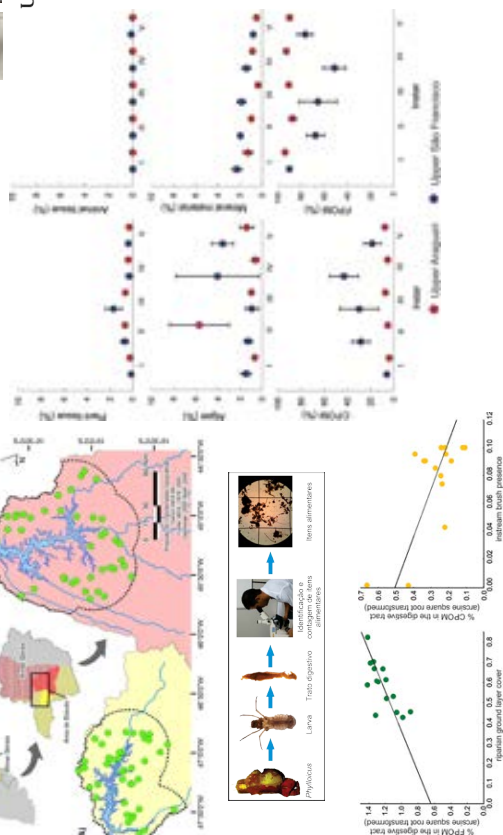
UFMG

UFMG

UFMG

Contribuição Ecológica

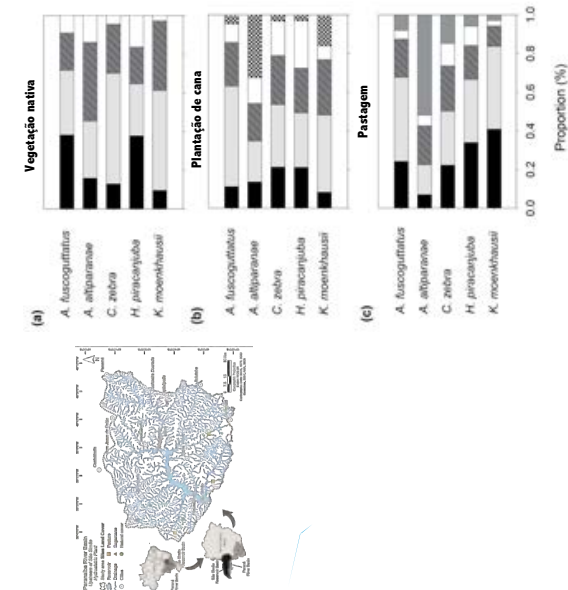
Este artigo avaliou os habitats físicos que influenciam a dieta de larvas de *Phylloicus* (Trichoptera) fragmentadores de folhas. Nossos resultados evidenciaram que *Phylloicus* na bacia do Rio Araguari exibiu comportamento coletor-cataador (FPOM) e, na bacia do Rio São Francisco, comportamento generalista fragmentador detritívoro (CPOM e FPOM).



Dissertação de mestrado de Débora Reis de Carvalho, 2014 (PPGECO-UFLA)

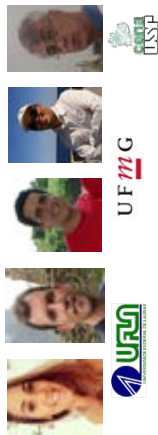
Carvalho, D.; Castro, D.; Callisto, M.; Moreira, M.; Pompeu, P.S. 2015. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses

doi:10.1111/jfb.12734



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como diferentes usos do solo alteram a composição isotópica de cinco espécies de peixes de riachos no cerrado brasileiro. Todas as espécies alteraram a proporção dos recursos consumidos nos riachos com influência de diferentes usos do solo. Em especial *A. altiparanae* que passou a assimilar a vegetação proveniente da plantação de cana e das pastagens. Além disso, *C. zebra* e *H. piracanjuba* também alimentaram-se em níveis tróficos diferentes em cada categoria de uso do solo. Pastagens e plantações de cana também promoveram enriquecimento nas assinaturas isotópicas de nitrogênio, provavelmente em decorrência da maior descarga de fertilizantes nesses ambientes.

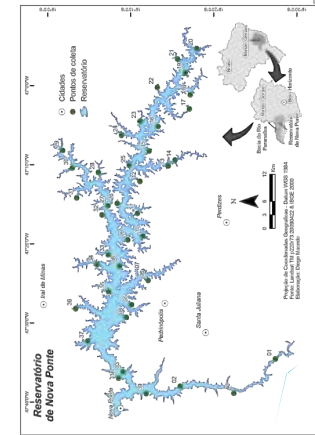


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig *Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação de Isabela Martins, 2013 (ICB-UFMG)*

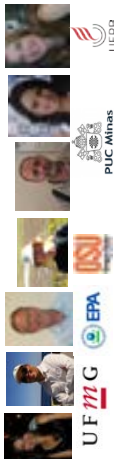
Martins, I., Sanches, B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Santos, G.B., Molozzi, J., and Callisto, M. 2015.
 Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir

Biota Neotropica

DOI: 10.1590/1676-06032015006114



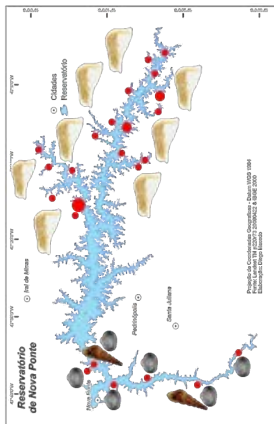
Espécies exóticas



Contribuição Ecológica

O objetivo desse trabalho foi avaliar a condição ambiental do reservatório de Nova Ponte, e avaliar se a biota aquática é influenciada pelos distúrbios humanos.

Foi observado que a vegetação natural de cerrado foi o tipo predominante de cobertura do solo; foram encontradas 29 espécies de peixes e 39 taxa de macroinvertebrados; o distúrbio antrópico é intermediário; as alterações antrópicas estão associadas ao aumento do número e abundância de espécies exóticas.

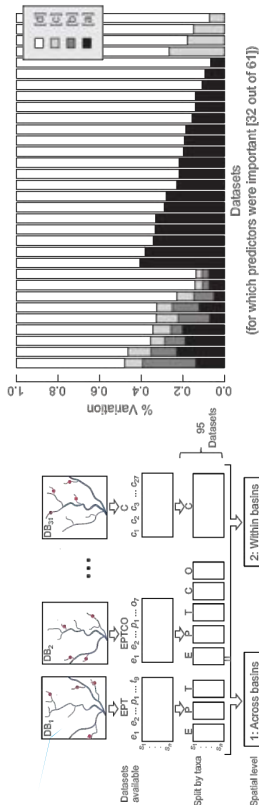
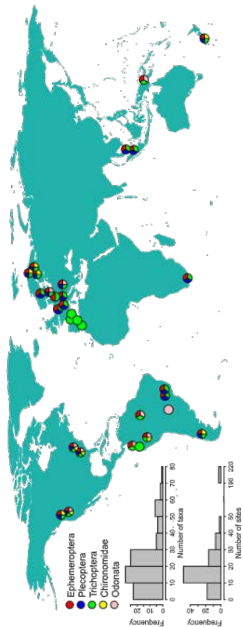
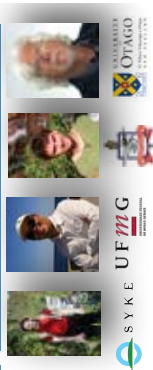


UFMG

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig Cooperação internacional entre grupos de pesquisa

Heino et al. 2017. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels.

Ecology and Evolution
DOI: 10.1002/ecs3.1439



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como a diversidade beta de macroinvertebrados de riachos varia em função do grupo biológico, latitude, extensão espacial e amplitude altitudinal, bem como a importância de variáveis ambientais e espaciais para gerar beta diversidade em cada região amostrada.

Os resultados apontam para uma alta imprevisibilidade em definir os preditores da variação das comunidades a nível global, reforçando a importância das particularidades regionais nos estudos ecológicos.



UFPA



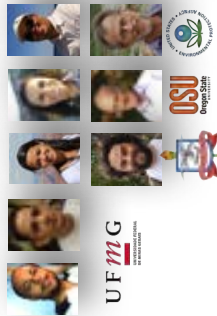
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Diego Rodrigues Macedo, 2013 (PG-ECMVS)

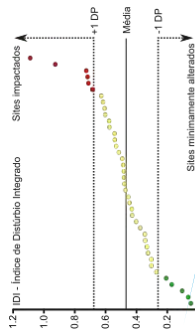
Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams.

Ecological Indicators

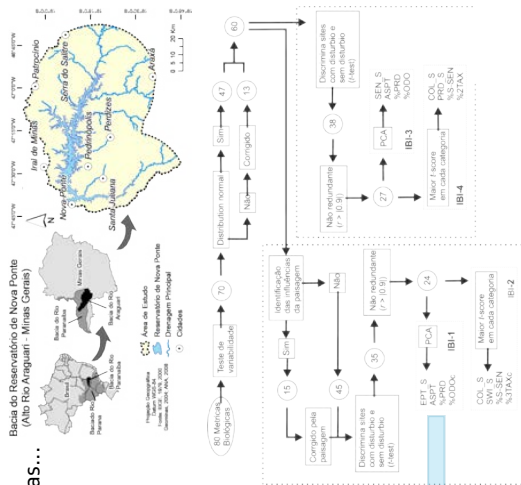
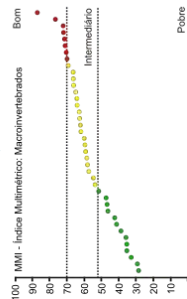
DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.019



Um gradiente de pressões antrópicas...



... reflete em um gradiente das condições ecológicas



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como um gradiente de pressões antrópicas influencia a riqueza, composição, grupos tróficos, mobilidade e tolerância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, refletidos em um índice de integridade biótica na unidade hidrológica de Nova Ponte, cerrado mineiro.

Os resultados evidenciaram índices construídos levando em consideração a variabilidade da paisagem discriminam possuem melhor performance.



UFMG

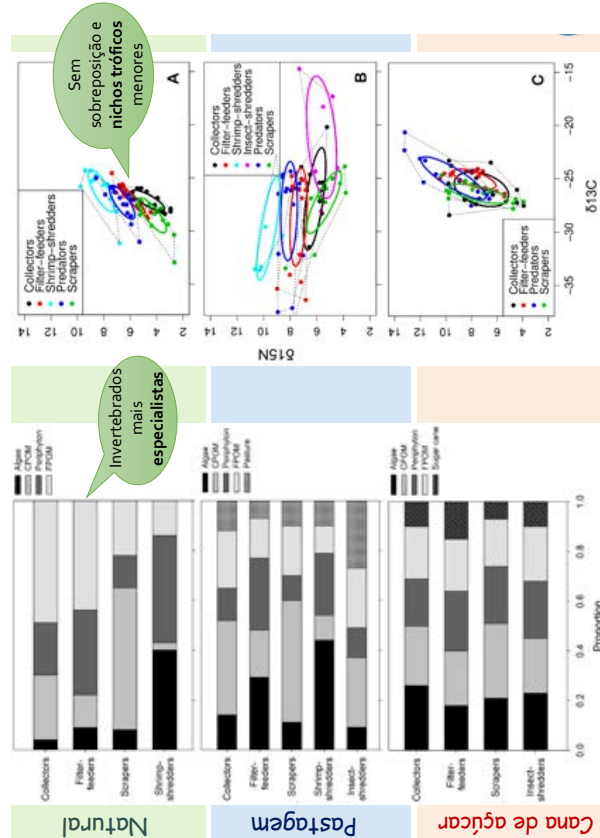
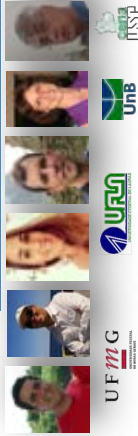


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig *Tese de Doutorado de Diego M.P. de Castro, 2017 (PG-ECMVS)*

Castro, DMP., Carvalho, DR., Pompeu, PS, Moreira, MZ, Nardoto, GB& Callisto, M. 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams.

Plos One

DOI: 10.1371/journal.pone.0150527



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como os usos do solo influenciam as relações tróficas e fluxo de energia em riachos de cabeceira no cerrado mineiro. Os resultados evidenciaram que as assembleias são mais especialistas e possuem menores nichos tróficos em riachos preservados, enquanto que em riachos impactados os invertebrados são mais generalistas e com maior sobreposição de nichos tróficos.



UFPA

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Déborah R. de O. e Silva, 2017 (PG-ECMVS)

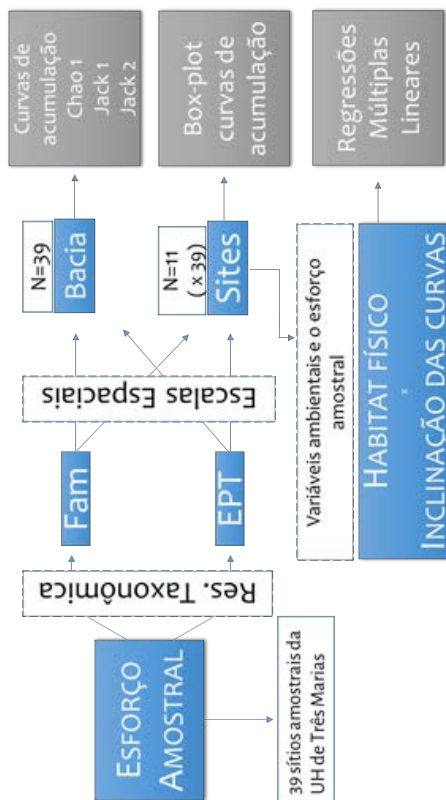
Silva, D.R.O; Ligeiro, R.; Hughes, R. M.; Callisto, M. 2016. The role of physical habitat and sampling effort on estimates of benthic macroinvertebrate taxonomic richness at basin and site scales

Environmental Monitoring and Assessment

DOI: 10.1007/s10661-016-5326-z



UFMG



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou a eficiência do esforço amostral para estimar a riqueza de macroinvertebrados e determinar quais fatores ambientais estão associados a um maior esforço amostral.

Verificou-se que o esforço amostral varia com a escala de estudo e com a resolução taxonômica. Métricas que descrevem a heterogeneidade e estrutura de habitat, distúrbios antrópicos na zona ripária e qualidade de água explicaram um percentual significativo do esforço amostral.

29



UFMG

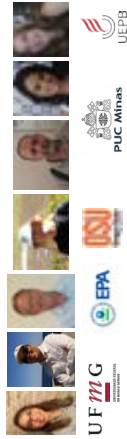


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Dissertação de mestrado de Letícia de Moraes, 2013 (PG-ECMVS)

Morais, L.; Sanches, B0; Santos, GB; Kaufmann, PR; Hughes, RM; Molozzi, J; Callisto, M.
2017. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs.

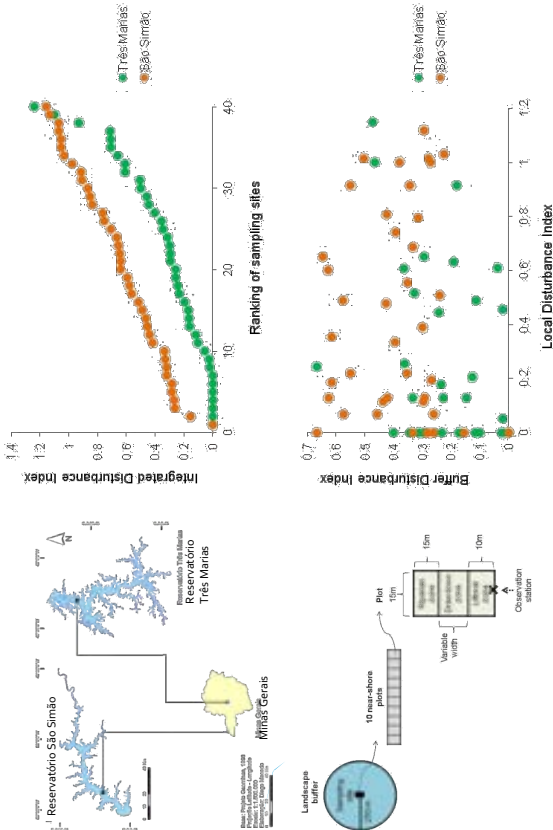
Journal of Limnology
DOI:10.4081/jlimnol.2016.1547



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou a qualidade ambiental de dois reservatórios tropicais a partir de uma abordagem integradora que considerou uso do solo, estrutura física do habitat, qualidade da água e indicadores biológicos.

Foi identificada clara variação de distúrbio antrópico em macro e mesoescala entre os reservatórios. Os resultados evidenciaram que a distribuição de macroinvertebrados bentônicos foi influenciada com maior intensidade pela oscilação no nível da água dos reservatórios do que pelos distúrbios medidos.



UFMG

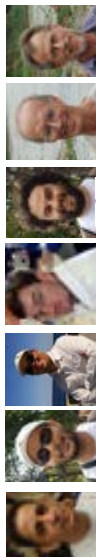
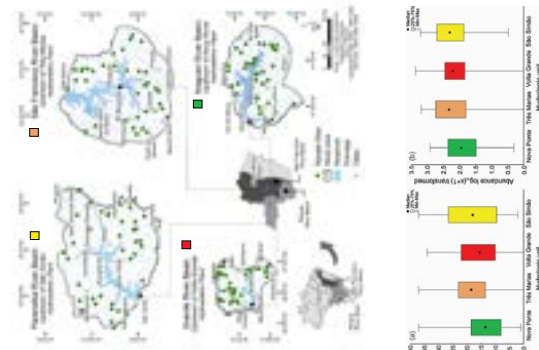
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Pós - Doutorado de Wander Ribeiro Ferreira, 2014 (PG-ECMVS)

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams.

Ecological Indicators

DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.08.042



UFMG

URI

OSUN

SEPA

Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou os aspectos de habitats físicos que influenciam a distribuição (taxonômica e grupos de alimentação funcional) de insetos aquáticos em riachos de cabeceira no cerrado mineiro dentro de uma hierarquia espacial.

Os resultados apontaram que a escala B1 (entre riachos) apresentou a maior variabilidade na distribuição dos EPT e é a principal escala de interesse para a conservação da biodiversidade de insetos aquáticos no Cerrado.



UFMG

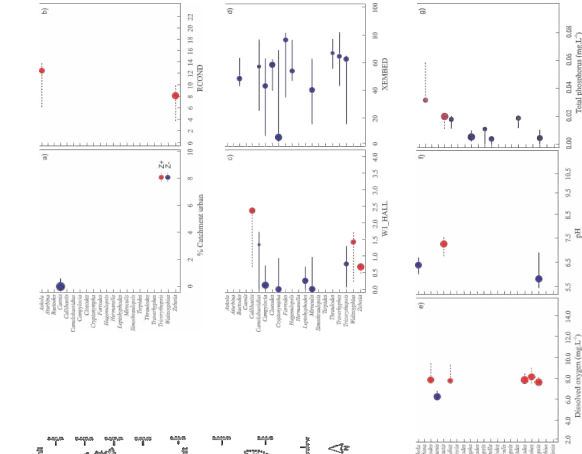
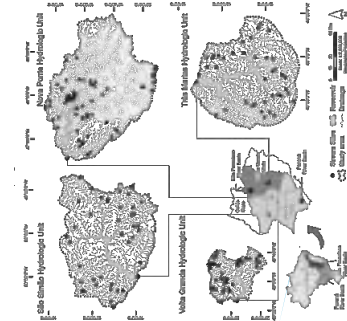


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig Tese de Doutorado de Kele Rocha Firmiano, 2017 (PG-ECMVS)

Firmiano, KR., Ligeiro, R., Macedo DR., Juen, L., Hughes, RM., & Callisto, M. 2017. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams.

Ecological Indicators

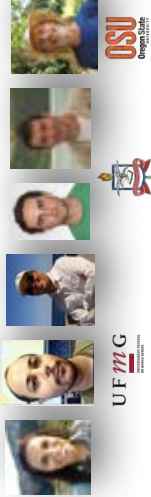
DOI: doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.033



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou o potencial de bioindicação de ninfas de Ephemeroptera (Insecta) em riachos de cabeceira no cerrado mineiro a diversos tipos de estressores antropogênicos.

Os resultados evidenciaram que o limiar de tolerância da maioria dos gêneros é extremamente baixo e que o estabelecimento de valores limites pela legislação ambiental (p.ex.: P-total) deve levar em consideração a resposta da biota local.



UFMG

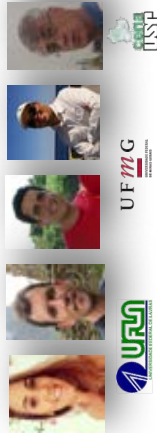
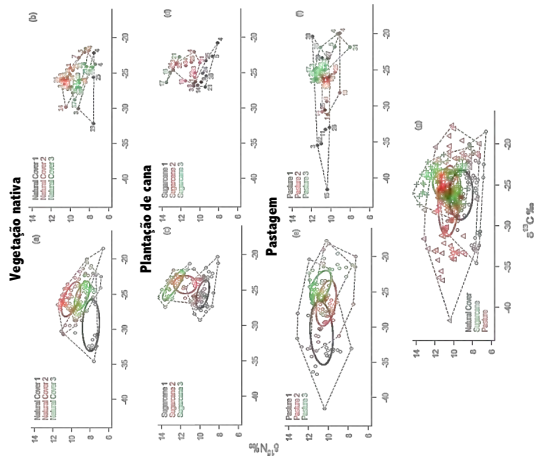
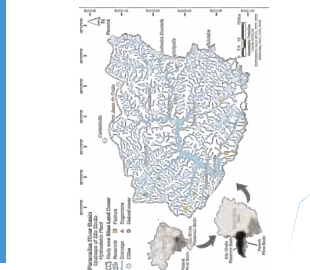
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Dissertação de Mestrado de Débora Reis de Carvalho, 2014 (PPG-ECO-UFLA)

Carvalho, D.; Castro, D.; Callisto, M.; Moreira, M.; Pompeu, P.S. 2017. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes

Hydrobiologia

DOI 10.1007/s10750-017-3130-6



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como diferentes usos do solo (vegetação nativa, pastagem e plantação de cana) afetam a estrutura trófica das comunidades de peixes de riachos do cerrado brasileiro. Os resultados indicaram que as plantações de cana agem promovendo verticalização e estreitamento do nicho das comunidades, provavelmente devido a descarga de fertilizantes e menor disponibilidade de recursos, respectivamente. Por outro lado, os nichos tróficos são amplificados em riachos de pastagens, provavelmente em resposta a diversidade de recursos ofertados.



UFPA

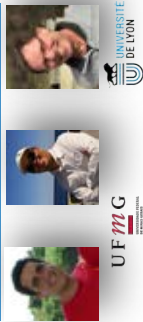
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Diego M.P. de Castro, 2017 (PG-ECMVS)

Castro, DMP, Dolédec, S. & Callisto, M. 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in neotropical savanna streams.

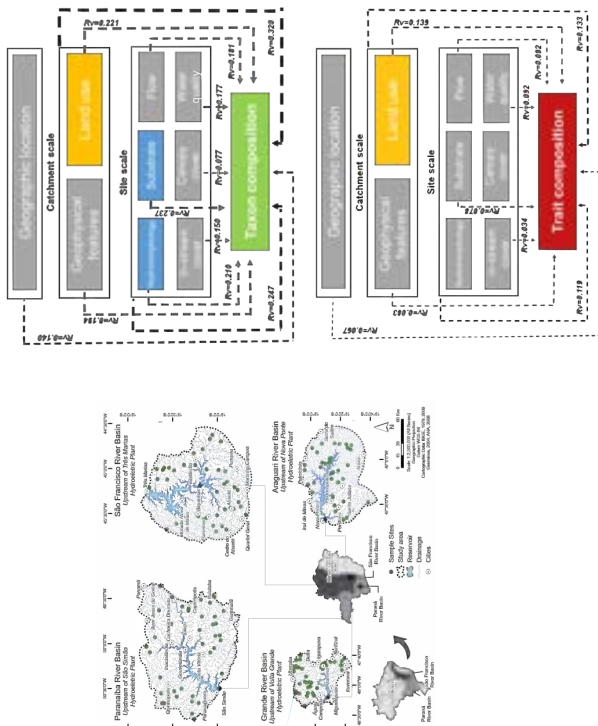
Freshwater Biology

DOI: 10.1111/FWB.12961



UFMG

UNIVERSITÉ
DE LYON



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como aspectos de paisagem influenciam a composição (taxonômica e funcional) de insetos aquáticos em riachos de cabeceira no cerrado mineiro.

Os resultados evidenciaram que a composição taxonômica é principalmente estruturada pelos usos do solo, substrato e hidromorfologia, enquanto que a composição funcional é principalmente estruturada pelos usos do solo.



UFMG

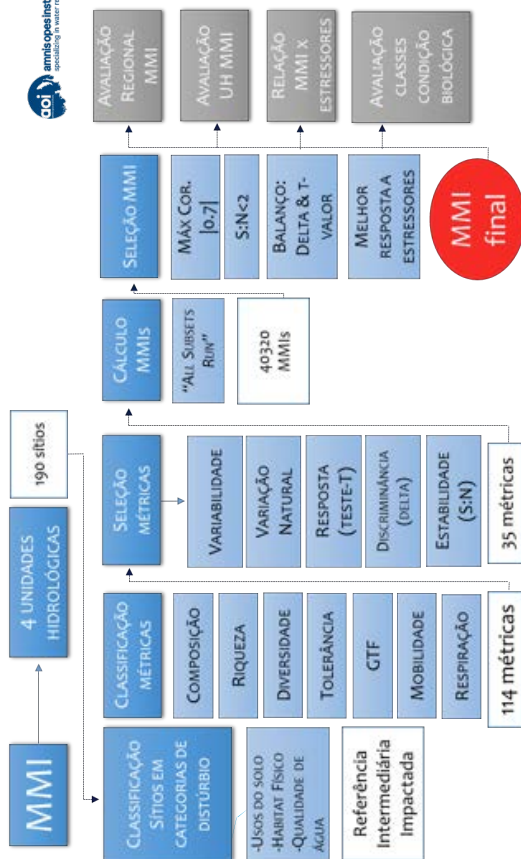
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Déborah R. de O. e Silva, 2017 (PG-ECMVS)

Silva, D. R. O.; Herlthy, A., T.; Hughes, R. M.; Callisto, M. 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna

Ecological Indicators

DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.017



Contribuição Ecológica

O objetivo deste artigo foi desenvolver um MMI para riachos no cerrado. O MMI final foi capaz de distinguir entre sítios impactados e sítios de referência, respondendo a impactos antrópicos relacionados a usos do solo, qualidade de água e estrutura física de habitat.



UFMG

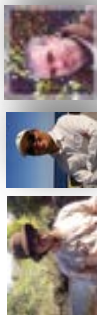


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig *Tese de Doutorado de Marden Seabra Linares, 2017 (PG-ECMVS)*

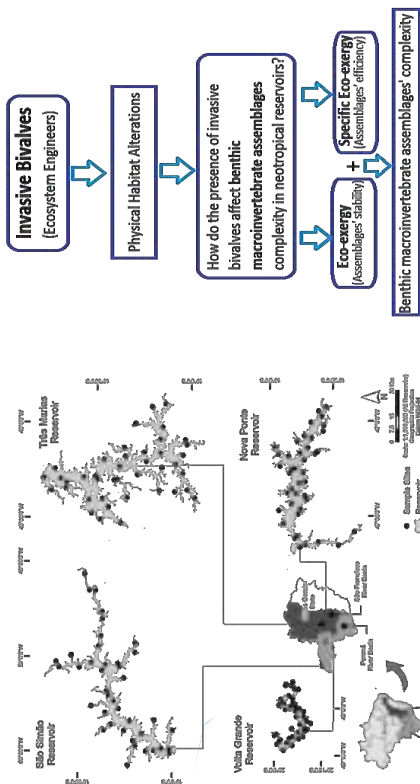
Linares, M.S., Callisto, M. & Marques, J.C. 2017. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs.

Ecological Indicators

DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.12.046



UFMG



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como o estabelecimento de bivalves invasores afeta a estrutura de assembléias de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos no cerrado.

Os resultados demonstram que a presença de bivalves altera a estrutura das assembléias de macroinvertebrados bentônicos, reduzindo sua diversidade mas ao mesmo tempo aumentando sua complexidade.



UFMG

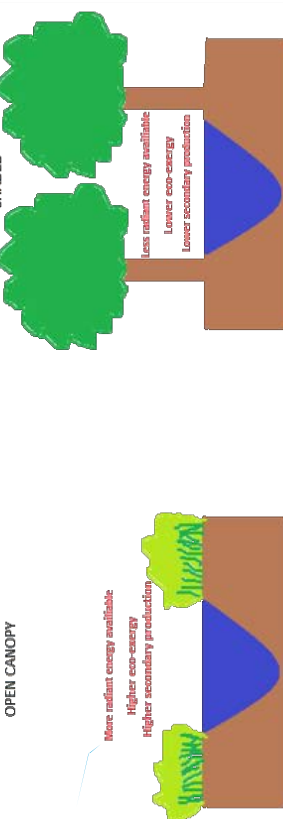
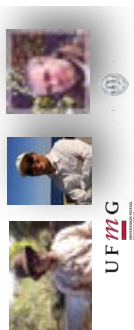
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Marden Seabra Linares, 2017 (PG-ECMVS)

Linares, M.S., Callisto, M. & Marques, J.C. 2017. Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams.

Science of the Total Environment

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.282



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou o efeito da abertura de dossel sobre a estrutura e função assembleias de macroinvertebrados bentônicos riachos em condições de referência no cerrado.

Os resultados demonstram que riachos com dossel naturalmente aberto sustentam assembleias mais complexas e com maior produção secundária quando comparados com riachos de dossel fechado, o que sugere a importância da produção primária para estes ecossistemas.

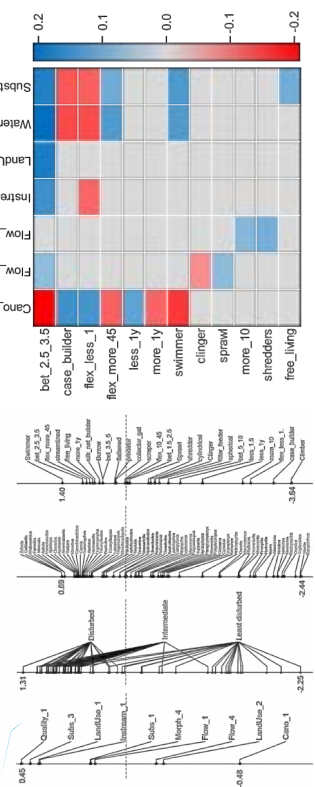
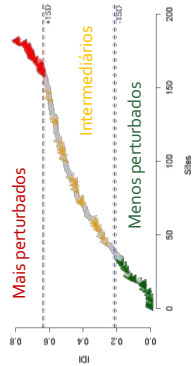
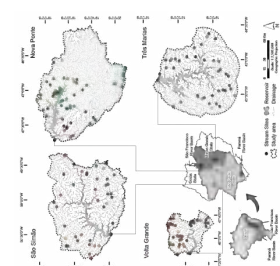


UFPA

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Diego M.P. de Castro, 2017 (PG-ECMVS)

Castro, DMP., Dolédec, S. & Callisto, M. 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams.



Ecological Indicators

DOI: 10.1016/j.jecolind.2017.09.030



UFMG

UNIVERSITE DE LYON

Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como distúrbios nos usos do solo influenciam a especialização funcional de assembleias de insetos aquáticos em riachos de cabeceira no cerrado mineiro.

Os resultados evidenciaram que as assembleias de invertebrados em locais impactados foram mais homogêneas funcionalmente em comparação aos sites menos perturbados, onde observou-se maior especialização funcional.

UFMG











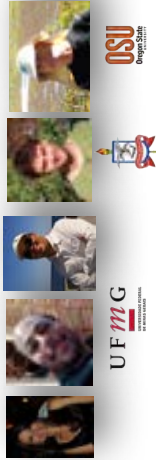
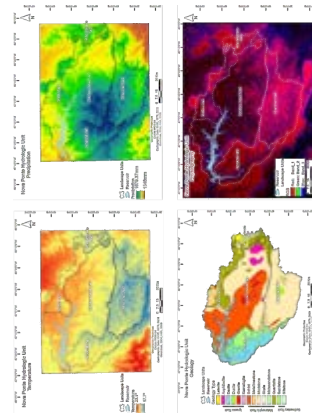
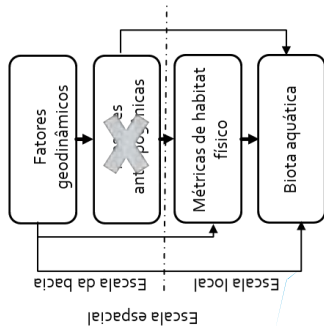


Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Dissertação de mestrado de Isabela Martins, 2016 (PG-ECMVS)

Martins, I., Ligeiro R., Hughes, R.M., Macedo, D.R., Callisto, M. 2017. Regionalisation is key to establishing reference conditions for neotropical savanna streams

Marine and Freshwater Research
DOI: 10.1071/MF16381



Contribuição Ecológica

O objetivo deste artigo foi avaliar se unidades hidro-lógicas são unidades regionais válidas, no contexto de riachos em condições de referência. Para a definição de áreas de referência, características regionais dentro das bacias devem ser consideradas, uma vez que uma bacia hidrográfica não constitui uma unidade homogênea em termos de estrutura de habitats físicos, qualidade da água e composição biológica.

Canastra

Quebra-Anzol

Salitre



UFPA



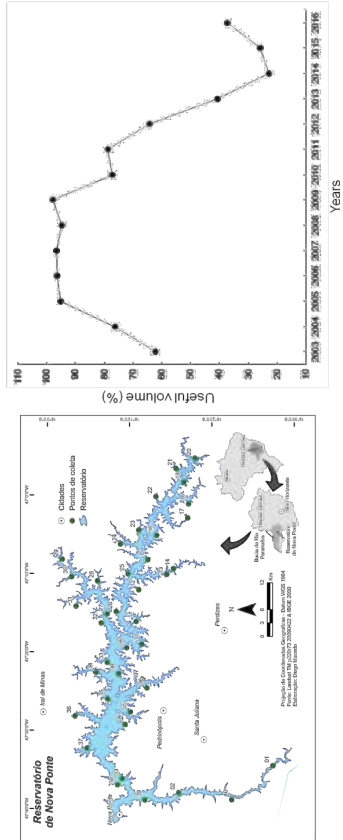
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig
Dissertação de Mestrado de Maria J.P. Anacleto, 2015 (PG-PPGEC)

Anacleto, MJP, Ligeiro, R., Barbosa, JEL., Molozzi, J. & Callisto, M. 2017. Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir.

Biota Neotropicalica
In press







Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos mudariam em condições de seca atípica em um reservatório de uma usina hidrelétrica no Cerrado Brasileiro.

Os resultados evidenciaram que a riqueza taxonômica e os parâmetros limnológicos e substrato foram diferentes entre um ano climatológico normal (2010) e um ano de seca atípica (2014).

Variables	2010	2014	t
% Cobble (64 - 250 mm)	16.42 ± 25.73	0.00 ± 0.00	4.036*
% Gravel (2 - 63 mm)	8.59 ± 15.38	1.98 ± 5.46	2.449*
% Fine sand (0.1 - 0.249 mm)	13.02 ± 8.83	18.89 ± 10.15	-2.594*
% Very Fine Sand (0.125 - 0.062 mm)	13.02 ± 8.83	43.65 ± 15.42	-3.933*
Secchi (m)	3.13 ± 1.45	1.47 ± 1.10	7.994*
pH	7.56 ± 0.19	7.94 ± 0.52	-3.683*
Conductivity (µS cm ⁻¹)	22.80 ± 4.21	2.77 ± 1.47	36.919*
Turbidity (NTU)	2.53 ± 1.47	33.27 ± 49.24	-3.947*
Chlorophyll a (µg L ⁻¹)	0.86 ± 0.43	1.37 ± 1.28	-2.233*
Total alkalinity (04eq L ⁻¹ CO ₂)	155.35 ± 33.16	234.58 ± 83.74	-6.437*

UFMG

ECOWS

FUNDEC

PD ANEEL

Cemig

Peixe Vivo

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Juliana Silva França, 2018 (PG-ECMVS)

França, J.S., Solar, R.R.C., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2018. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams

Ambio

DOI: 10.1007/s13280-018-1122-z

MONITORAMENTO PARTICIPATIVO

54 escolas de ensino básico
1810 estudantes (9 a 18 anos)
155 professores



Contribuição Ecológica

Este estudo avaliou a eficiência de um monitoramento participativo de qualidade de águas como prática de "Citizen Science" na avaliação de integridade ecológica de rios urbanos. Os resultados da avaliação de qualidade de água, utilizando abordagens acadêmico-científicas simplificadas e adaptadas para professores e estudantes de ensino básico, foram eficientes na avaliação de características ecológicas de rios urbanos.

12 municípios representados
46 ecossistemas aquáticos avaliados
10 Menos Perturbados
26 Intermediários
10 Perturbados



UFMG

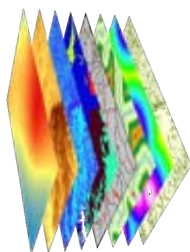
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig *Tese de Doutorado de Diego Rodrigues Macedo, 2013 (PG-ECMVS)*

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.

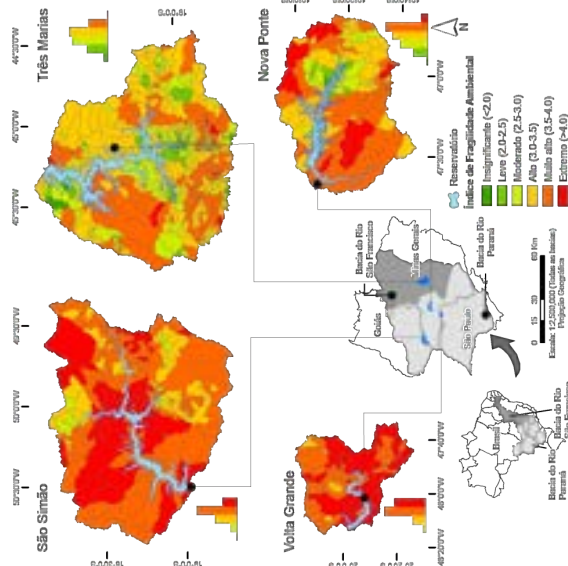
Science of the Total Environment

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.216

Camadas ambientais



Índice de Fragilidade Ambiental



Excesso de sedimentos finos



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou como a vulnerabilidade natural à perda de solo, através de fatores geodinâmicos da paisagem, pode ser potencializada por pressões antrópicas, aumentando os depósitos de sedimentos finos em riachos de cabeceira no Cerrado.

Estes depósitos podem influenciar negativamente o armazenamento de água em reservatórios, sua vida útil, habitats e levando à redução de biodiversidade.



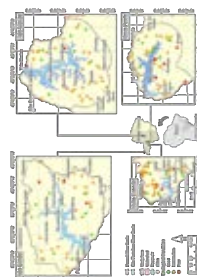
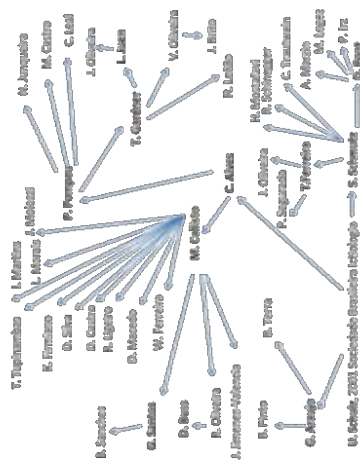
UFMG

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig
Livro IBI-Cemig

Callisto, M.; Hughes, R. M.; Lopes, J.; Castro, M.A. 2014. Ecological conditions in hydropower basins. 1. ed. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais.

Série Peixe Vivo (Cemig)

ISBN: 978-85-87929-54-9



Contribuição Ecológica

Este livro, publicado em inglês, apresenta o resumo de metodologias, abordagens, informações básicas, de todo o projeto IBI-CEMIG P&D Aneel GT-487. As principais métricas para avaliar o transporte de sedimentos, resultados de avaliações de distúrbios antrópicos, inventários de biodiversidade, métricas ambientais que melhor explicam a riqueza taxonômica de peixes e macroinvertebrados e recomendações metodológicas formam o conteúdo deste livro.

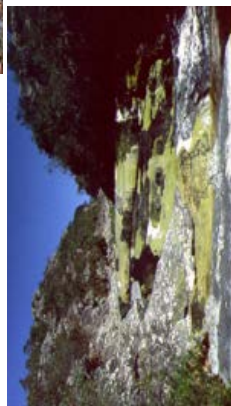
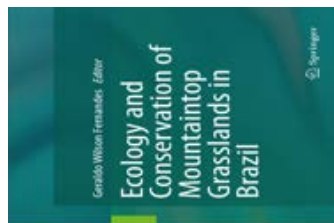


UFMG

Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Capítulo de Livro

Callisto, M.; Gonçalves Jr., Ligeiro, R. 2014. Water resources in the rupestrian grasslands of the Espinhaço Mountains. Fernandes, G.W (ed) Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil



UFMG
Universidade Federal de Minas Gerais



UnB
Universidade Nacional de Brasília



Springer

DOI: 10.1007/978-2-219-29808-5_5

Contribuição Ecológica

Este capítulo de livro, publicado em inglês, apresenta o resumo de abordagens acadêmico-científicas durante 20 anos na Serra do Espinhaço, com ênfase nas pesquisas realizadas no Parque Nacional da Serra do Cipó. Seu conteúdo aborda condições ecológicas de riachos, estrutura e qualidade de habitats físicos e funcionamento de ecossistemas com ênfase na dinâmica e decomposição de detritos foliares de zonas ripárias.



UFMG
Universidade Federal de Minas Gerais



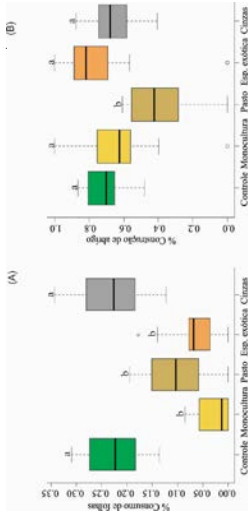
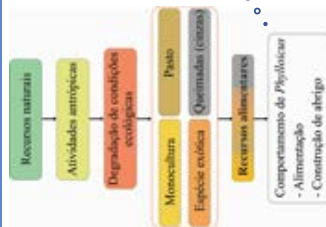
Cemig
Companhia Saneamento de Minas Gerais



Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig Pós Doutorado de Wander Ribeiro Ferreira, 2017 (PG-ECMVS)

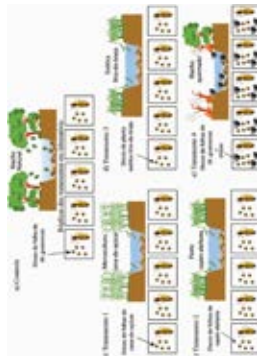
Ferreira, W.R., Gonçalves Jr, J.F. & Callisto, M. 2017. Quais mudanças a retirada de matas
ripárias causam no comportamento de um típico fragmentador?

II Behavioral ecology and
interactions symposium
ISBN 978-85-8324-057-0



Contribuição Ecológica

Este trabalho avaliou a substituição de espécies de plantas ripárias por monocultura, pasto, espécie de planta exótica e a presença de cinzas na atividade alimentar e construção de abrigo por larvas de *Phyllocolus* (Trichoptera) fragmentado-res de folhas. Nossos resultados evidenciaram os efeitos negativos com redução no consumo de folhas e nos padrões de construção de abrigo observado principalmente em pasto.



Padrões de construção de abrigos



UFMG



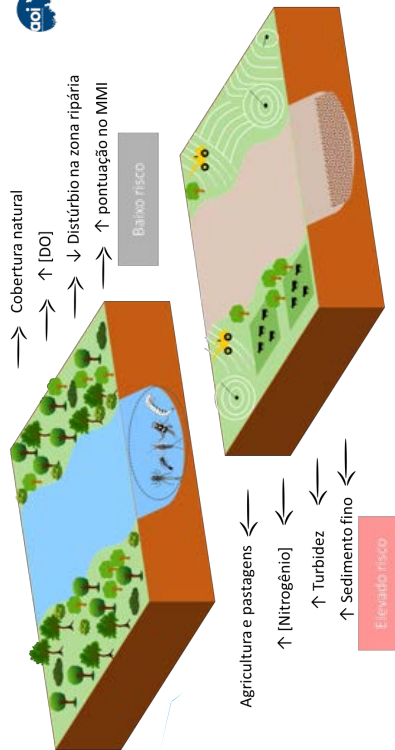
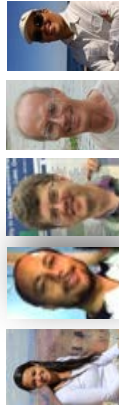
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig

Tese de Doutorado de Déborah R. de O. e Silva, 2017 (PG-ECMVS)

Silva, D. R. O.; Hertiñy, 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

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.127



Contribuição Ecológica

Este artigo avaliou a associação entre estressores antropogênicos e a condição biológica representada pelo MMI através da abordagem do risco relativo (RR) e extensão de estressores (RE), que avaliam respectivamente a severidade e magnitude de estressores para a condição biológica.

De maneira geral, avaliando juntos o RR e o RE, viu-se que mitigar o impacto do excesso de sedimentos no leito de riachos pode melhorar consideravelmente a condição biológica.



UFMG



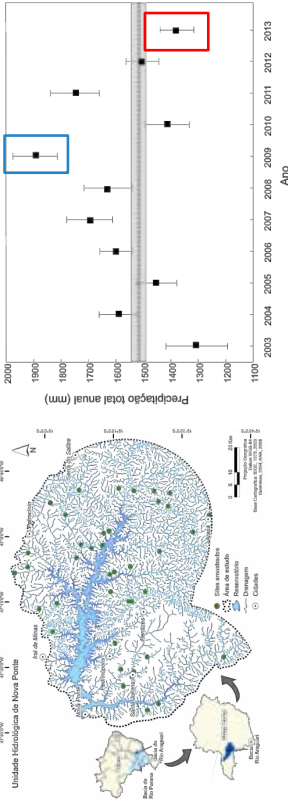
Produção Científica de Destaque na Parceria com a Cemig
Dissertação de Mestrado de Carolina Rezende Savino Silveira, 2014 (PG-ECMVS)

Savino, C.R.S. Macedo, D.R. & Callisto, M. 2018. Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de um reservatório hidrelétrico em cenário de extrema escassez hídrica

Revista Espinhaço
Volume 7, páginas 11-20



Pluviosidade total na unidade hidrográfica



Variáveis ambientais	Influência sobre o controle de sedimento
Modelo 2009	
Vegetação natural na APP	Positiva
Fluxo rápido no trecho	Positiva
Velocidade média do fluxo	Negativa
Modelo 2013	
Vegetação média do fluxo	Negativa
Vegetação arbórea na APP	Positiva
Vegetação arbórea no entorno	Positiva



Excesso de sedimento fino

Contribuição Ecológica

Neste estudo foram avaliados serviços ecossistêmicos de regulação de processos erosivos, prestados pela manutenção da zona ripária para a conservação de cursos d'água na bacia hidrográfica de um empreendimento hidrelétrico.

Os resultados obtidos corroboram a importância da conservação da zona ripária de riachos para manutenção do serviço ecossistêmico de controle de erosão e sedimentação, além de contribuírem para manutenção do ciclo da água e recarga de aquíferos e consequente manutenção dos níveis de água em reservatórios hidrelétricos.



Este livro foi composto nos tipos Minion Pro e Futura Std em 2019.

