

RESSALVA

Atendendo solicitação do autor,
o texto completo desta tese será
disponibilizado somente a partir
de 19/04/2023



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

São José do Rio Preto

2022

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

Tese apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Biodiversidade,
junto ao programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade do Instituto de Biociências,
Letras e Ciências Exatas da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

São José do Rio Preto

2022

Manzotti, Angelo Rodrigo

M296p Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná / Angelo Rodrigo Manzotti. -- São José do Rio Preto: 2022.

120 p. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto
Orientadora: Lilian Casatti

1. Peixes. 2. Uso do solo. 3. Limiares de mudança. 4. Etanol. 5. Conservação. I. Título

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

Tese apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor em Biodiversidade,
junto ao programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade do Instituto de Biociências,
Letras e Ciências Exatas da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,
Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

Comissão Examinadora

Prof^a Dr^a. Lilian Casatti
UNESP – São José do Rio Preto, SP
Orientadora

Prof^a Dra. Naraiana Loureiro Benone
Universidade do Estado de Minas Gerais,
Passos, MG

Prof^a Dr^a. Jaqueline de Oliveira Zeni
Universidade do Estado de Minas Gerais,
Passos, MG

Prof. Dr^a. Maria Stela Maioli Castilho
Noll
UNESP – São José do Rio Preto, SP

Prof. Dr. Fabio Cop Ferreira
UNIFESP – Santos, SP

São José do Rio Preto
19 de abril de 2022

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus filhos Rodrigo e Rafael como forma de ilustrar a importância da educação na formação de uma visão plural para vivência em sociedade.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais por serem sempre exemplo de conduta e amor e sempre me incentivar a navegar em mares cada vez mais profundos com a certeza de ter um porto seguro para regressar. Odair e Selma, amo vocês e sou grato por tudo que compartilhamos. Também sou grato ao amor fraternal e apoio incondicional de meu irmão Jeferson, sua esposa Priscila e minhas sobrinhas Giovanna e Isabella.

Agradeço a minha esposa Bruna e aos meus filhos Rodrigo e Rafael por me ensinarem, dia-a-dia, uma forma mais leve e feliz de enxergar a vida e por lapidarem com amor uma melhor versão de mim.

À minha orientadora Lilian por sempre me motivar e mostrar com clareza os caminhos a seguir, fazendo muitas vezes o papel de “piscicóloga”/conselheira ao ouvir e ler desabafos e mesmo assim ter fé em minhas capacidades, mesmo quando até eu mesmo duvidava, e mostrar que era possível concluir esse trabalho.

Aos amigos Pablo A. P. Antiqueira e Gabriel Brejão, que mesmo de maneira informal, participaram quase como co-orientadores, compartilhando idéias, auxiliando nas análises, discutindo resultados e injetando ânimo. Obrigado Jabilóshi e Kpião!

Aos amigos Bruno Luiz Rodrigues da Silva e Gustavo Baviera pelo auxílio na maior parte das atividades de campo, pela amizade e troca de experiências profissionais e pessoais.

A todos companheiros do Laboratório de Ictiologia com quem compartilhei conversas e experiências ao longo desses anos, em especial aqueles que sempre estiveram mais próximos: professor Kiko, Roselene, Fernandinho, Fernandinha, Fabrício, Alberto (Renato Romero), JaquelinA, Mônica, Angélica, Camilo e Tiazinha (Bruno Ramires).

Ao IBILCE por permitir a realização de sonhos que nem mesmo eu sabia ser possível de se sonhar. Gratidão a todos os amigos (Turma 51, PET, PPG, RA, Cantina, corredores) com quem convivi ao longo de quase 16 anos dentro da universidade.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Resumo

A influência das ações humanas sobre os ecossistemas da Terra é cada vez mais significativa e buscar soluções sustentáveis tornou-se imprescindível. Fontes limpas e renováveis de energia são uma das opções para reduzir esses impactos, o que coloca a produção de bioenergia em destaque no cenário mundial. Entender como a conversão e ampliação de áreas agrícolas influenciam a distribuição das espécies e os padrões de diversidade é fundamental para orientar estratégias de manejo e conservação. Para tanto, foi utilizado um conjunto de 149 riachos distribuídos pelo Planalto Ocidental Paulista com o objetivo de caracterizá-los e identificar os principais fatores de degradação, determinar os padrões espaciais da ictiofauna, em escala local e regional (capítulo 1), e avaliar os limiares ecológicos para as comunidades de peixes em um gradiente de uso de solo em regiões sobre forte influência agrícola (capítulo 2), em especial das usinas de açúcar e álcool. O componente estrutural foi avaliado com a aplicação do índice de integridade física e a maior parte dos riachos foi classificada entre “muito pobre” e “regular”, tendo fatores relacionados a ausência ou baixa qualidade da vegetação ripária como principais fatores de degradação física. Para a composição das comunidades, pouca ou nenhuma influência da bacia de drenagem, hierarquia fluvial e da sazonalidade foram encontradas, indicando que a ictiofauna associada a cana-de-açúcar desta região não apresenta nenhuma singularidade. Apesar disso, os limiares de resposta das comunidades variaram em intensidade e sinal de acordo com a intensidade e o tipo de uso do solo, indicando que as espécies respondem de maneiras distintas aos diferentes tipos de manejo agrícola. Dessa forma, as informações trazidas aqui ampliam o conhecimento acerca da estruturação e resposta das comunidades em áreas com um longo histórico de uso agrícola, podendo contribuir para elaboração e aplicação de diretrizes que orientam as atividades de licenciamento ambiental.

Palavras chave: Peixes. Uso do solo. Limiares de mudança. Etanol. Conservação.

Abstract

The influence of human actions on Earth's ecosystems is increasingly significant and seeking sustainable solutions has become essential. Clean and renewable sources of energy are one of the options to reduce these impacts, which places bioenergy production in the spotlight on the world scenario. Understanding how the conversion and expansion of agricultural areas influence species distribution and diversity patterns is essential to guide management and conservation strategies. For that, a set of 149 streams distributed by the Western Plateau of São Paulo state, in Brazil, was used in order to characterize them and identify the main degradation factors, determine the spatial patterns of the ichthyofauna, on a local and regional scale (chapter 1), and evaluate the ecological thresholds. for fish communities in a gradient of landuse in regions under strong agricultural influence (chapter 2), especially sugarcane industry. The structural component was evaluated with the application of the physical integrity index and most streams were classified between "very poor " and "regular", with factors related to the absence or low quality of riparian vegetation as the main factors of physical degradation. For the community composition, little or no influence of the drainage basin, fluvial hierarchy and seasonality were found, indicating that the ichthyofauna associated with sugarcane does not present any singularity. Despite this, the response thresholds of communities varied in intensity and signal according to the intensity and type of land use, indicating that species respond differently to different types of agricultural management. Thus, the information presented here expands the knowledge about the structuring and response of communities in areas with a long history of agricultural use and can contribute to the elaboration and application of guidelines that guide environmental licensing activities.

Keywords: Fish. Soil use. Ecological thresholds. Ethanol. Conservation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Mapa representativo do uso do solo no estado de São Paulo com recortes temporais de 1985 e 2020. Fonte: Modificado de Mapbiomas.org. 18
- Figura 2. Distribuição espacial dos pontos de amostragem da ictiofauna em relação as principais bacias de drenagens no estado de São Paulo. 20
- Figura 3. Registro fotográfico ilustrativo de riachos classificados de acordo com o Índice de Integridade Física (IIF) como bom (a), regular (b), pobre (c) e muito pobre (d). 38
- Figura 4. Pontuação média $\pm$ desvio-padrão dos atributos estruturais dos riachos nos seis pontos amostrados. (1) Estabilidade do substrato para a fauna bentônica; (2) Variabilidade de velocidade e profundidade; (3) Estabilidade do fluxo; (4) Deposição de sedimento fino no fundo; (5) Combinações de poços-corredores-corredeiras; (6) Alteração do canal; (7) Largura da vegetação ripária; (8) Estabilidade vegetativa dos barrancos; (9) Estabilidade dos barrancos; Letras diferentes indicam diferença estatisticamente significativa conforme resultados do teste de Kruskal Wallis, $p < 0,005$; complementado por Dunn, $p < 0,05$ 39
- Figura 5. Registro fotográfico dos principais fatores de degradação encontrados durante a realização das amostragens como ausência total de vegetação nativa nas margens do canal (a), presença de espécies arbóreas exóticas na APP (b), presença de animais domésticos em área de preservação permanente (c) e assoreamento intenso (d). 40
- Figura 6. Biplot resultante da Análise de Componentes Principais com as variáveis ambientais. 41
- Figura 7. Estimadores de riqueza ACE (linha com traço e ponto) e ICE (linha tracejada) em relação à riqueza observada (RiqObs - linha contínua) considerando todos os riachos amostrados. 48
- Figura 8. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as principais bacias de drenagem. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 49
- Figura 9. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator a ordem dos riachos conforme Strahler. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 50
- Figura 10. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as categorias do Índice

de Integridade Física (IIF). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 50

Figura 11. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as estações sazonais em que foram amostrados (seca / chuva). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 51

Figura 12. Triplot resultante da Análise de Correspondência Canônica, exibindo as espécies (nomes vermelhos) e variáveis ambientais (vetores azuis - % de cana na microbacia, % de pastagem na microbacia, % de floresta na microbacia, índice de integridade física do hábitat - IIF e área da bacia). 52

Figura 13. Limiar de resposta das espécies em relação ao uso do solo dentro da microbacia (a, c e d) e da zona ripária (b, d e f); em vermelho, limiar de resposta negativo; em azul, limiar de resposta positivo; os círculos representam o ponto de mudança ao longo do gradiente, enquanto o tamanho do círculo indica a magnitude relativa da resposta escalada pela pontuação Z; as abreviaturas das espécies e os nomes completos são fornecidos na Tabela 3. 103

Figura 14. Fluxograma ilustrando a ordem cronológica de alteração de uso do solo na paisagem, as alterações de habitat e as respostas das comunidades de peixes. (a) riacho em matriz de floresta com riacho heterogêneo e comunidade equilibrada; (b) riacho em matriz de pasto com habitat simplificado e comunidade elevada dominância; (c) riacho em matriz de canavial com habitat simplificado como em áreas de pastagem, mas o manejo agrícola impõe novos filtros que modificam a estrutura da comunidade, alterando as relações de dominância. 107

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Lista taxonômica das espécies capturadas durante o estudo. Espécies não nativas assinaladas com asterisco: * = espécies alóctones; ** = espécies exóticas. Classificação segundo Fricke et al. (2021). 42
- Tabela 2. Sigla dos nomes das espécies, abundância total e relativa de cada espécie. .. 46
- Tabela 3. Espécies de peixes incluídas nesse estudo e respectiva abreviação, frequência de ocorrência (F.O), abundância total (AB_{total}) e abundância máxima em um único ponto (AB_{max}). 96
- Tabela 4. Limiares de mudança detectados para cada espécie ao longo do gradiente ambiental para a microbacia e a zona ripária considerando a representatividade de cana-de-açúcar, pastagem ou vegetação nativa. Apenas as espécies com pureza e confiabilidade ≥ 0.80 são mostradas. As cores azuis indicam respostas positivas e as cores vermelhas, respostas negativas; A correspondência entre abreviação e os nomes das espécies pode ser vista na Tabela 3. 100
- Tabela 5. Limiares de mudança das comunidades de peixes em relação aos diferentes usos do solo em escala de microbacia e zona ripária..... 102

SUMÁRIO

Introdução geral	14
Metodologia geral	20
Referências	24
Capítulo 1 - Ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar: composição, estrutura e conservação	30
Introdução	33
Material e métodos	35
Análise dos dados	36
Resultados	38
Discussão	53
Referências	63
Apêndices	73
Capítulo 2 - Limiares de resposta para ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar e implicações para o licenciamento ambiental	89
Introdução	92
Material e métodos	94
Análise dos dados	94
Resultados	95
Discussão	104
Síntese	111
Referências	113

Introdução geral

O mundo está mudando e, atualmente, nós humanos somos reconhecidamente a maior força modificadora do planeta: poluição, aumento de temperatura, invasões biológicas, aumento das taxas de extinção e a perda e/ou fragmentação de habitats são apenas alguns dos exemplos dessas mudanças (CARO *et al.*, 2011; DIRZO *et al.*, 2014). Os impactos das ações humanas sobre os ecossistemas da Terra são tão significativos que os paleontólogos nomearam a atual era geológica como Antropoceno (CRUTZEN & STOERMER, 2000; MALHI, 2017).

Com esse cenário pouco animador para o futuro, a busca por soluções sustentáveis tornou-se imprescindível e encontrar opções limpas e renováveis para fornecer energia é um caminho para reduzir nossa influência negativa sobre o ambiente. Nesse sentido, a cana-de-açúcar surgiu como uma alternativa importante para produção de bioenergia e vem ganhando espaço na economia mundial com o rótulo de “energia verde” (UNICA, 2021).

O Brasil é um dos líderes na produção mundial de biocombustíveis e bioenergia e tem no estado de São Paulo o seu centro produtivo. Segundo dados da UNICA (2021), entre os anos de 1980 e 2020, a área cultivada com cana-de-açúcar no estado de São Paulo teve um crescimento de 542,7%, passando de 1.088.480 hectares para 5.907.647 hectares e corresponde, atualmente, a 59,5% de toda área plantada no país (UNICA, 2021). Na safra 2019/2020 as indústrias paulistas processaram aproximadamente 343 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, o que representa 53,4% da produção nacional.

Se, por um lado, a produção de biocombustíveis é preferível frente a utilização de combustíveis fósseis, por outro exige muita cautela e investigações criteriosas dos efeitos dessas mudanças sobre o clima e a biodiversidade. De acordo com Tsao *et al.* (2012), a prática de queima como técnica de manejo pré-colheita pode elevar significativamente a

emissão de poluentes atmosféricos e inviabilizar a sustentabilidade da produção do etanol a partir da cana-de-açúcar. Segundo Bordonal *et al.* (2015), o balanço de gases de efeito estufa ligados à produção de cana-de-açúcar devem incluir as mudanças no uso do solo e não somente a produção agrícola. Quando a cana-de-açúcar substitui pastos abandonados, maior quantidade de carbono é assimilada, o que diminui as emissões; porém, quando florestas são substituídas, essa conversão não compensa, pois as florestas sequestram mais carbono do que os plantios (BORDONAL *et al.*, 2015).

Sob a perspectiva dos efeitos sobre a biodiversidade, as atividades de implantação e operação do setor sucroenergético podem afetar a biota associada às áreas de cultivo pela utilização de pesticidas e herbicidas (INGHAM & GALO, 1975; SOUTHWICK *et al.*, 1995); pela degradação da qualidade da água por contaminantes como metais pesados, subprodutos do processo produtivo (CORBI *et al.*, 2006; MARINHO *et al.*, 2014) e substâncias que alteram as características físico-químicas do solo e da água, como pH, condutividade e temperatura (OMETO *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2007a); pela degradação dos remanescentes florestais, em especial as florestas ciliares e os ambientes aquáticos associados (LAPOLA *et al.*, 2014); e pelo constante manejo do solo que leva a intensificação de processos erosivos, resultando no assoreamento do leito dos riachos e levando a homogeneização estrutural e biológica (FIORIO *et al.*, 2000; MARTINELLI & FILOSO, 2008). Esses impactos podem desencadear alterações comportamentais e fisiológicas, a redução de populações ou até mesmo a extinção local de espécies, em especial aquelas mais sensíveis às interferências antrópicas (CASATTI *et al.*, 2012; PIMN *et al.*, 2014).

Apesar dessa grande importância econômica e extensa área produtiva no estado, os estudos que abordam os impactos da atividade canavieira sobre a fauna, em especial àquelas de ambientes aquáticos, são poucos e recentes (ALEXANDRE *et al.*, 2010;

VERDADE *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2015; SCHIESARI & CORREA, 2015; ZENI *et al.*, 2017; MANOEL & UIEDA, 2021). Para que seja possível compreender os reais impactos dessa cultura sobre os ecossistemas, é necessário aperfeiçoar o uso de indicadores biológicos para diagnosticar os estressores e magnitude das alterações ambientais em áreas de plantio de cana-de-açúcar. Métodos mais precisos de biomonitoramento devem ser desenvolvidos para amparar modelos preditivos de riscos ambientais e auxiliar nas decisões e estratégias de desenvolvimento sustentável (POTTER *et al.*, 2004).

Para sistemas terrestres e dulcícolas, a bacia hidrográfica tem sido reconhecida como unidade de ecossistema (ODUM, 1971; LIKENS, 1984; BEEBY, 1993 *apud* MOULTON & SOUZA, 2006) e sua utilização em programas de conservação e proteção ambiental vem sendo incentivada (NOSS & HARRIS, 1986; SUNDERS *et al.*, 2002). Ao pensarmos sob uma visão de classificação hierárquica para o manejo agrícola dentro da microbacia, é esperado que toda ação dentro dos limites físicos da microbacia acabe, cedo ou tarde, alcançando os corpos d'água. Dessa forma, é esperado que as características ambientais e de uso do solo em toda área da microbacia influenciem as variáveis de escala local (por exemplo, composição do substrato, forma do canal, disponibilidade de *habitat*), que, por sua vez, afetam a estruturação das comunidades aquáticas (FITZPATRICK *et al.*, 2001; WANG *et al.*, 2003; DEMBKOWSKI & MIRANDA 2014; PARREIRA DE CASTRO *et al.*, 2016; 2018; JUEEN *et al.*, 2016; LUIZA-ANDRADE *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018; MONTAG *et al.*, 2018; MANOEL & UIEDA, 2021).

O fato de os peixes representarem, em alguns casos, o topo das teias alimentares aquáticas e serem altamente responsivos às alterações do ambiente aquático e do ambiente terrestre circundante torna-os um modelo biológico e indispensável para uma avaliação

integrada do estado de conservação dos recursos hídricos (KARR, 1981; KHOSLA *et al.*, 1995; CASATTI *et al.*, 2006; CASATTI & ORTIGOSSA, 2021).

Essa preocupação de associar o desenvolvimento agrícola com a conservação vai ao encontro da Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável, publicada pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015 e que tem como 15º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS 15): *“Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade”*. Dentre as várias metas desse objetivo, a meta 15.1 previa *“Até 2020, assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais”*, e a meta 15.5 *“Tomar medidas urgentes e significativas para reduzir a degradação de habitat naturais, deter a perda de biodiversidade e, até 2020, proteger e evitar a extinção de espécies ameaçadas”*. Embora o prazo para alcance das metas propostas já tenha expirado, os esforços para o cumprimento dos ODS são contínuos e constantemente atualizados. Por isso, as buscas para a conquista desses objetivos devem ser estimuladas.

Uma região notoriamente canavieira é o interior do estado de São Paulo, no Planalto Ocidental Paulista, e representa um bom modelo para aplicar as abordagens aqui pretendidas. O processo de ocupação nessa região, incentivado desde o início do século XVII, foi baseado no estabelecimento de grandes latifúndios agrícolas e embora a história do uso da terra tenha sido heterogênea, com usos predominantes diferenciados, de grandes pastagens, culturas de café e algodão, o desmatamento foi comum a todas elas (SILVA *et al.*, 2019).

De acordo com Brannstrom & Oliveira (2000), o grande pulso de ocupação do Planalto Ocidental Paulista iniciou sua marcha decisiva entre 1880 e 1910, comandada pelos cafeicultores. O estabelecimento da cultura do café se deu majoritariamente pela conversão de áreas com florestas nativas para cafezais e devido a inexistência de práticas agrícolas eficientes para o manejo agrícola, quando o solo se esgotava, novas áreas eram abertas (MENDONÇA, 2004). Dessa maneira, as queimadas iniciadas no século XIX (FLORENCE, 1977 *apud* SILVA *et al.*, 2019) em expedições ao interior, se sucederam extensas e persistentes ao longo dos primeiros anos do século XX para dar lugar ao café, algodão, amendoim e pastagens, eliminando de forma radical as coberturas vegetais florestais.

Depois da crise do café na década de 1930, outras lavouras foram substituindo os antigos cafezais, com destaque para a pastagem. A cana-de-açúcar, presente desde o período colonial, teve um crescimento vertiginoso a partir da década de 1970, quando o governo federal lançou o programa Pró-Álcool para estimular a produção de etanol veicular devido à crise do petróleo. A partir de então, a cana-de-açúcar incorporou áreas de diversas culturas (café, pastagem, arroz, milho, amendoim, algodão e mandioca) e onde a possibilidade de incorporação era quase nula, houve ainda a conversão de áreas de floresta e cerrado em áreas agrícolas (YOSHI & MATSUNAGA, 1984). Na Figura 1 é possível visualizar o avanço da área agrícola destinada ao cultivo de cana-de-açúcar entre os anos de 1985 e 2020 (Souza *et al.*, 2020).

Com esse histórico de ocupação onde a agricultura substituiu as paisagens naturais, a vegetação nativa no Planalto Ocidental Paulista representa hoje cerca de apenas 15,6% da área original e está distribuída em numerosos e pequenos fragmentos de floresta e Cerrado (NALON *et al.*, 2020).

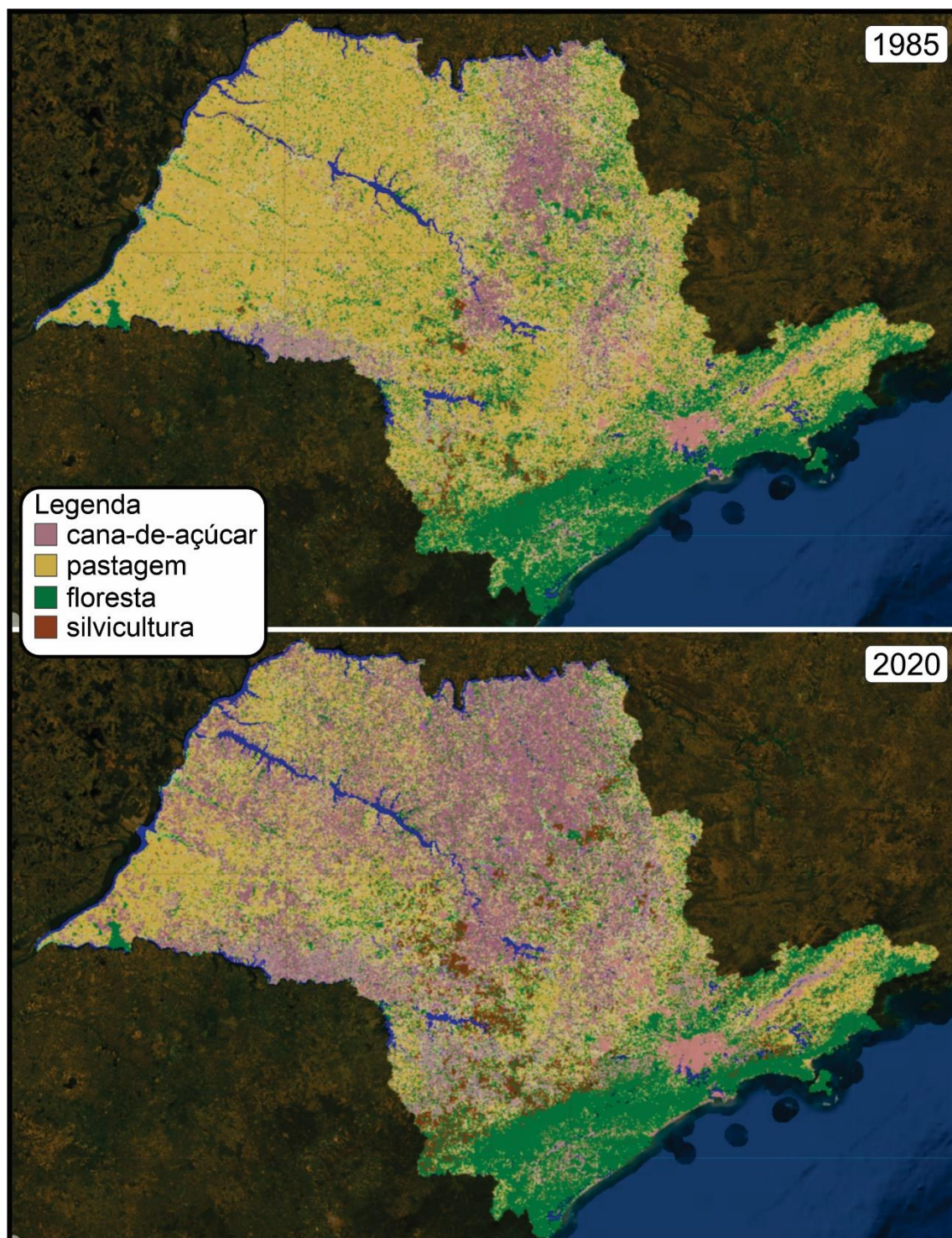


Figura 1. Mapa representativo do uso do solo no estado de São Paulo com recortes temporais de 1985 e 2020. Fonte: Modificado de Mapbiomas.org.

Essa Tese foi construída com base nessa perspectiva. Ao avaliar os impactos ambientais sobre a biodiversidade é importante conhecer os parâmetros bióticos originais ou que antecedem o início das atividades do setor. A interpretação das influências

ambientais quando esses parâmetros são ausentes depende da realização de estudos criteriosos e de longo prazo que avaliem a resposta das comunidades frente a um gradiente de influência. Desse modo, entender como as comunidades animais estão estruturadas ao longo de um gradiente ambiental de uso agrícola do solo é essencial para desenvolver estratégias de conservação efetivas. Para tanto, os objetivos dessa Tese foram determinar os padrões espaciais, em escala local e regional, das comunidades de peixes de riachos em paisagens agrícolas, em especial aqueles associados a cana-de-açúcar (capítulo 1) e identificar os limiares de mudança para ictiofauna de riachos em diferentes matrizes de uso do solo, discutindo suas implicações para o licenciamento ambiental (capítulo 2) de forma a contribuir para o aprimoramento das práticas de licenciamento ambiental e assegurar o uso sustentável dos ecossistemas terrestres e de água doce, objetivando mitigar a degradação ambiental e a perda de biodiversidade em monoculturas de grande impacto.

Síntese

Entender como a conversão e ampliação de áreas agrícolas influenciam a distribuição das espécies e os padrões de diversidade é fundamental para desenvolver estratégias de manejo e conservação de forma a garantir os processos e serviços ecossistêmicos.

Com a crescente demanda por biocombustíveis e fontes de energias renováveis, a expansão da área plantada com cana-de-açúcar acontece sob a bandeira de energia limpa e sustentável. Entretanto, a produção de cana-de-açúcar tem um potencial significativo de contaminação ambiental pelo intenso manejo agrícola com consumo moderadamente alto de fertilizantes inorgânicos e orgânicos e o consumo moderado de uma ampla gama de agrotóxicos.

A caracterização estrutural dos riachos tem fatores relacionados a ausência ou baixa qualidade da vegetação ripária como principais fatores de degradação o que revela o legado histórico de ocupação do interior paulista e evidencia o desrespeito as leis que protegem as zonas ripárias. A simplificação de habitat pode ser tão intensa a ponto de diminuir a influência da hierarquia fluvial, bacia de drenagem, sazonalidade e cobertura do solo, tornando as métricas tradicionais (aquelas baseadas em riqueza e diversidade) nos estudos ecológicos incapazes de distinguir as comunidades ao longo de um gradiente ambiental.

Para a composição das comunidades, nenhuma característica diferenciou as comunidades em relação ao uso do solo, indicando que toda área de estudo apresenta um conjunto regional de espécies que resistiram ao filtro ambiental de conversão de cobertura e uso do solo entre floresta-pastagem-cana. Apesar disso, os limiares de resposta das comunidades variaram em intensidade e sinal de acordo com a intensidade e o tipo de uso do solo, indicando que as espécies respondem de maneiras distintas aos diferentes tipos de manejo agrícola, sugerindo que a intensidade do manejo em áreas de canaviais pode gerar uma fonte de perturbação cíclica que desestabilizam as comunidades aquáticas.

Dessa forma, este estudo amplia o conhecimento acerca da estruturação e resposta das comunidades em áreas agrícolas e pode colaborar com a compreensão da direção, magnitude e balanço entre os impactos ambientais e a expansão da cana-de-açúcar, bem como, contribuir para o desenvolvimento e melhoria de políticas sólidas de planejamento do uso da terra para a expansão sustentável da cana-de-açúcar no futuro.

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. **Fish. Res.**, 173: 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- ALBERT, J. S., TAGLIACOLLO, V. A. & DAGOSTA, F. 2020. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 51(1): 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- ANDERSON, E. P., JENKINS, C. N., HEILPERN, S., MALDONADO-OCAMPO, J. A., CARVAJAL- VALLEJOS, F. M., ENCALADA, A. C., RIVADENEIRA, J. F., HIDALGO, M., CAÑAS, C. M., ORTEGA, H., SALCEDO, N., MALDONADO, M. & TEDESCO, P. A. 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. **Sci. Adv.**, 4(1): e1642. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2021. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/> (Acessado em 30 Jan 2021).
- ARAÚJO, F. G., PINTO, B. C. T. & TEIXEIRA, T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: Evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiol.**, 618(1): 89–107. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9551-5>
- BAKER, M. & KING, R. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods Ecol. Evol.**, 1: 25–37. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>
- BARRELLA, W., PETRERE-JR, M., SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. F. (eds.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2ª ed. São Paulo, SP: EDUSP, 320p.
- BAYLISS, P. & CHOQUENOT, D. 1998. Contribution of modelling to definition and implementation of management goals for overabundant marsupials. In: Cowan, P.E. (Ed.), *Managing Marsupial Abundance for Conservation Benefits*, Proceedings of a symposium held at the 1998 Society for Conservation Biology Annual meeting (**Occasional Papers of the Marsupial CRC No. 1**), Macquarie University, Sydney, Australia, pp. 69–75.
- BRASIL. 2009. Decreto nº6.961, de 17 de setembro de 2009. Aprova o zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar e determina ao Conselho Monetário Nacional o estabelecimento de normas para as operações de financiamento ao setor sucroalcooleiro, nos termos do zoneamento. Diário Oficial da União - Seção 1, Brasília, DF, p.1–18 set 2009, Página 1.
- BREJÃO, G. L., HOEINGHAUS, D. J., PÉREZ- MAYORGA, M. A., FERRAZ, S. F. B. & CASATTI, L. 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conserv. Biol.**, 32(4): 860–71. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>

BRENDEN, T. O., WANG, L. & SU, Z. 2008. Quantitative identification of disturbance thresholds in support of aquatic-resource management. **Environ. Manage.**, 42: 821–832. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9150-2>

BRITSKI, H. A., SILIMON, K. Z. S. & LOPES, B. S. 2007. **Peixes do Pantanal. Manual de identificação**. 2 ed. Brasília: Embrapa – SPI; Corumbá: Embrapa – CPAP, p. 45-57.

BROWN, B. L., SWAN, C. M., AUERBACH, D. A., CAMPBELL GRANT, E. H., HITT, N. P., MALONEY, K. O. & PATRICK, C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 30: 310–327. <https://doi.org/10.1899/10-129.1>

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. & GHAZZI, M. S. (Eds.). 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil: Museu Nacional (Série Livros 23)**, Rio de Janeiro. 195p.

CAMPBELL GRANT, E. H., LOWE, W. H. & FAGAN, W. F. 2007. Living in the branches: Population dynamics and ecological processes in dendritic networks. **Ecol. Lett.**, 10: 165–175. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x>

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. **Braz. J. Biol.**, 66(2B): 681–696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>

CASATTI, L., ROMERO, R. M., TERESA, F. B., SABINO, J. & LANGEANI, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 22(1): 50–59. <https://doi.org/10.4322/actalb.02201007>

CETESB – Companhia ambiental do estado de são Paulo. 2014. Decisão da diretoria nº 217/2014/I. **Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I)**, 124(147): 38.

CHOQUENOT, D. & PARKES, J. 2001. Setting thresholds for pest control: how does pest density affect resource viability? **Biol. Conserv.**, 99: 29–46. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00186-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00186-5)

CORBI, J. J., TRIVINHO-STRIXINO, S., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29: 61–65. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000100013>

COSTA, M. F. & BARLETTA, M. 2016. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. **J. Fish Biol.**, 89(1): 4–11. <https://doi.org/10.1111/jfb.12970>

DEINET, S., SCOTT-GATTY, K., ROTTON, H., TWARDK, W. M., MARCONI, V., MCRAE, L., BAUMGARTNER, L. J., BRINK, K., CLAUSSEN, J. E., COOKE, S. J., DARWALL, W., ERIKSSON, B. K., GARCIA DE LEANIZ, C., HOGAN, Z., ROYTE, J., SILVA, L. G. M., THIEME, M. L., TICKNER, D., WALDMAN, J., WANNINGEN, H., WEYL, O. L. F. & BERKHUYSEN, A. 2020. **The Living Planet Index (LPI) for**

migratory freshwater fish - Technical Report. World Fish Migration Foundation, The Netherlands.

DOBROVOLSKI, R., LOYOLA, R., RATTIS, L., GOUVEIA, S. F., CARDOSO, D., SANTOS-SILVA, R., GONÇALVES-SOUZA, D., BINI, L. M. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2018. Science and democracy must orientate Brazil's path to sustainability. **Perspect Ecol. Conserv.**, 16(3): 121–24. [https:// doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.005](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.005)

FIORIO, P. R., DEMATTÊ, J. A. M. & SPAROVEK, G. 2000. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesqui. Agropecu. Bras.**, 35: 671–679.

FLECKER, A. S., MCINTYRE, P. B., MOORE, J. W., ANDERSON, J. T., TAYLOR, B. W. & HALL JR., R. O. 2010. Migratory fishes as material and process subsidies in riverine ecosystems. **Am. Fish Soc. Symp.**, 73(2):559–92. Available from: http://www.sfu.ca/biology/faculty/jwmoore/publications/Flecker_et al_2010_AFSS_migrator-fishes.pdf

FREITAS, J. S., GIROTTO, L., GOULART, B. V., ALHO, L. O. G., GEBARA, R. C., MONTAGNER, C. C., SCHIESARI, L. & ESPÍNDOLA, E. L. G. E. 2019. Effects of 2,4-D-based herbicide (DMA® 806) on sensitivity, respiration rates, energy reserves and behavior of tadpoles. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, 182: 109446. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109446>

FRICKE, R., ESCHMEYER, W. N. & VAN DER LAAN, R. (eds). 2021. **Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references.** Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em: 23 feb. 2022.

FROESE, R. & PAULY, D. (eds). 2021. **FishBase. World Wide Web electronic publication. version (07/2021).** Disponível em: www.fishbase.org. Acesso em: 08 jul. 2021.

FUESS, L. T., RODRIGUES, I. J. & GARCIA, M. L. 2017. Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization, **J. Environ. Sci. Health - Toxic/Hazard:** <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1338892>

GARCIA, D. A. Z., BRITTON, J. R., VIDOTTO- MAGNONI, A. P. & ORSI, M. L. 2018. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). **Biol. Invasions**, 20(5): 1229–41. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1623-x>

GOMI, T., SIDLE, R. C. & RICHARDSON, J. S. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, 52: 905–915. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0905:UPADLO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0905:UPADLO]2.0.CO;2)

GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2007. **Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes.** EDEM, Maringá, PR, 241 p.

GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M., GEENEN, B., TICKNER, D., ANTONELLI, F., BABU, S., BORRELLI, P., CHENG, L., CROCHETIERE, H., MACEDO, H. E.,

FILGUEIRAS, R., GOICHOT, M., HIGGINS, J., HOGAN, Z., LIP, B., MCCLAIN, M. E., MENG, J., MULLIGAN, M., NILSSON, C., OLDEN, J. D., OPPERMAN, J. J., PETRY, P., LIERMANN, C. R., SÁENZ, L., SALINAS-RODRÍGUEZ, S., SCHELLE, P., SCHMITT, R. J. P., SNIDER, J., TAN, F., TOCKNER, K., VALDUJO, P. H., VAN SOESBERGEN, A. & ZARFL, C. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. **Nature**, 569(7755): 215–21. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

GROFFMAN, P. M., BARON, J. S. & BLETT, T. 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? **Ecosystems**, 9: 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z>

HEREK, J. S., VARGAS, L., TRINDADE, S. A. R., RUTKOSKI, C. F., MACAGNAN, N., HARTMANN, P. A. & HARTMANN, M. T. Can environmental concentrations of glyphosate affect survival and cause malformation in amphibians? Effects from a glyphosate-based herbicide on *Physalaemus cuvieri* and *P. gracilis* (Anura: Leptodactylidae). **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 27: 22619–22630. DOI: 10.1007/s11356-020-08869-z

HOLMLUND, C. M. & HAMMER, M. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecol. Econ.**, 29(2): 253–68. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

HUGGETT, A. J. 2005. The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. **Biol. Conserv.**, 124: 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.037>

INGHAM, B. & GALLO, M. A. 1975. Effect of asulam in wildlife species acute toxicity to birds and fish. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 13(2): 194–199. <https://doi.org/10.1007/bf01721737>

IPT – Instituto de Pesquisas tecnológicas do estado de São Paulo. 2000. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Turvo-Grande – UGRHI-15**. São Paulo.

ISLAM, F., WANG, J., FAROOQ, M. A., KHAN, M. S. S., XU, L., ZHU, J., ZHAO, M., MUÑOS, S., LI, Q. X. & ZHOU, W. 2018. Potential impact of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on human and ecosystems. **Environ. Int.**, 111: 332–351. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.020>

KAZYAK, P. F. 2001. **Maryland biological stream survey: sampling manual**. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.

KING, R. S. & RICHARDSON, C. J. 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. **Environ. Manage.**, 31: 795–809. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-0036-4>

LEGENDRE, P. & GALLAGHER, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, 129: 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

- LOURES, R. C. & POMPEU, P. S. 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. **Mar. Freshw. Res.**, 69(12): 1983-94. <https://doi.org/10.1071/MF18109>
- MARINHO, J. F. U., CORREIA, J. E., MARCATO, A. C., PEDRO-ESCHER, J. & FONTANETTI, C. S. 2014. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicol Environ Saf.**, 110(2014): 239–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.010>
- MARTIN, K. L. & KIRKMAN, L. K. 2009. Management of ecological thresholds to re-establish disturbance-maintained herbaceous wetlands of the south-eastern USA. **J. Appl. Ecol.**, 46: 906–914. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01659.x>
- MARTINELLI, L. A. & FILOSO, S. 2007. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, 445(7126): 364. <https://doi.org/10.1038/445364c>
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC.
- MOI, D. A., ALVES, D. C., FIGUEIREDO, B. R. S., ANTIQUEIRA, P. A. P., TEIXEIRA DE MELLO, F., JEPPESEN, E., ROMERO, G. Q., MORMUL, R. P. & BONECKER, C. C. 2021. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. **Sci. Total Environ.**, 769: 144524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>
- MOUTINHO, M. F., ALMEIDA, E. A., ESPÍNDOLA, E. L. G., DAAM, M. A. & SCHIESARI, L. 2020. Herbicides employed in sugarcane plantations have lethal and sublethal effects to larval *Boana pardalis* (Amphibia, Hylidae). **Ecotoxicol.**, 29(7): 1043–1051. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02226-z>
- OLAYA-NIETO, M.S.C.C., ACUICULT, P. S. F. & ACUICULT, J. B. C. 2009. Hábitos alimentarios de la Mayupa (*Sternopygus macrurus* Bloch & Schneider, 1801 em el río Sinú, Colombia. **Rev.MVZ Córdoba** 14(3): 1787-1795.
- OMETO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A. BALLESTER, M. V. GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L. & WILLIAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshw. Biol.**, 44: 327–337. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>
- OTA, R. R., DEPRÁ, G. C., GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2): e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>
- PELICICE, F. M. & CASTELLO, L. 2021. A political tsunami hits Amazon conservation. **Aquat. Conserv., Mar. Freshw. Ecosyst.**, 31(5): 1221–1229. <https://doi.org/10.1002/aqc.3565>
- PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., ESGUÍCERO, A. L. H, AGOSTINHO, A. A. & ARCIFA, M. S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the

Paranapanema River, southeast Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2): e170150. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>.

PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., VITULE, J. R. S., ORSI, M. L., LIMA JR., D. P., MAGALHÃES, A. L. B., POMPEU, P. S., PETRERE JR., M., & AGOSTINHO, A. A. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. **Fish. Fish.**, 18(6): 1119–33. <https://doi.org/10.1111/faf.12228>

PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., RAVEN, P. H., ROBERTS, C. M. & SEXTON, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 344(6187): 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

PUSEY, B. J. & ARTHINGTON, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshw. Res.**, 54: 1–16. <https://doi.org/10.1071/MF02041>

RADFORD, J. Q. & BENNETT, A. F. 2004. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. **Biol. Conserv.**, 117: 375–391. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.002>

RANTIN, F. T., KALININ, L., GLASS, M. L. & FERNANDES, M. N. 1992. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). **J. Fish. Biol.**, 41: 805–812. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02708.x>

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. **J. Fish Biol.**, 89(1): 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

REIS, R. E., KULLANDER, S. O. & FERRARIS JR., C. J. (Eds.). 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 742 p.

ROA-FUENTES, C. A., HEINO, J., ZENI, J. O., FERRAZ, S., CIANCIARUSO, M. V. & CASATTI, L. 2020. Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. **Hydrobiol.** <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>

ROE, E. & VAN EETEN, M. 2001. Threshold-based resource management: a framework for comprehensive ecosystem management. **Environ. Manag.**, 27: 195–214. <http://doi.org/10.1007/s002670010143>

ROTH, N. E., ALLAN, J. D. & ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Land. Ecol.**, 11: 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>

SASAKI, T., OKAYASU, T., JAMSRAN, U. & TAKEUCHI, K. 2008. Threshold changes in vegetation along a grazing gradient in Mongolian rangelands. **J. Ecol.**, 96: 145–154. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01315.x>

SILVA, M. A. S., GRIEBELER, N. P. & BORGES, L. C. 2007a. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. de Eng. Agrícola e Ambient.**, 11(1): 108–114. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000100014>

SONDEREGGER, D. L., WANG, H., CLEMENTS, W. H. & NOON, B. R. 2009. Using SiZer to detect thresholds in ecological data. **Front. Ecol. Environ.**, 7: 190–195. <https://doi.org/10.1890/070179>

SOUTHWICK L. M., WILLIS, G. H., REAGAN, T. E. & RODRIGUEZ, L. M. 1995. Residues in runoff and on leaves of azinphosmethyl and esfenvalerate applied to sugarcane. **Environ. Entomol.**, 24(5): 1013–1017.

SOUZA, C. M., SHIMBO, J. Z., ROSA, M. R., PARENTE, L. L., ALENCAR, A. A., RUDORFF, B. F. T., HASENACK, H., MATSUMOTO, M., FERREIRA, L. G., SOUZA-FILHO, P. W. M., OLIVEIRA, S. W., ROCHA, W. F., FONSECA, A. V., MARQUES, C. B., DINIZ, C. G., COSTA, D., MONTEIRO, D., ROSA, E. R., VE´LEZ-MARTIN, E., WEBER, E. J., LENTI, F. E. B., PATERNOST, F. F., PAREYN, F. G. C., SIQUEIRA, J. V., VIERA, J. L., NETO, L. C. F., SARAIVA, M. M., SALES, M. H., SALGADO, M. P. G., VASCONCELOS, R., GALANO, S., MESQUITA, V. V. & AZEVEDO, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sens. Environ.**, 12(17): 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

TERESA, F. B. & ROMERO, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotrop. Ichthyol.**, 8(1): 163–17. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100019>

TOMS, J. & LESPERANCE, M. L. 2003. Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. **Ecology**, 84: 2034–2041. <https://doi.org/10.1890/02-0472>

TORREMORELL, A., HEGOBURU, C., BRANDIMARTE, A. L., RODRIGUES, E. H. C., POMPÊO, M., SILVA, S. C., MOSCHINI-CARLOS, V., CAPUTO, L., FIERRO, P., MOJICA, J. I., MATTA, A. L. P., DONATO, J. C., JIMÉNEZ-PARDO, P., MOLINERO, J., RÍOS-TOUMA, B., GOYENOLA, G., IGLESIAS, C., LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A., MEERHOFF, M., PACHECO, J. P., MELLO, F. T., RODRÍGUEZ-OLARTE, D., GÓMEZ, M. B., MONTOYA, J. V., LÓPEZ-DOVAL, J. C. & NAVARRO, E. 2021. Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, 11(2): 125–40. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>

TOUSSAINT A., CHARPIN, N., BEAUCHARD, O., GRENOUILLET, G., OBERDORFF, T., TEDESCO, P. A., BROSSE, S. & VILLÉGER, S. 2018. Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. **Ecol. Lett.**, 21(11): 1649–59. <https://doi.org/10.1111/ele.13141>

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. & VILLÉGER, S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Sci. Rep.**, 6(1): 1–09. <https://doi.org/10.1038/srep22125>

- TOWNSEND, C. R., UHLMANN, S. S. & MATTHAEI, C. D. 2008. Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. **J. Appl. Ecol.**, 45(6): 1810–1819. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01548.x>
- TREGIDGO, D. J., BARLOW, J., POMPEU, P. S., ROCHA, M. D. A. & PARRY, L. 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, 114(32): 8655–59. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614499114>
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & ONEILL, R.V. 2001. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. Springer, New York.
- VITULE, J. R. S., AGOSTINHO, A. A, AZEVEDO-SANTOS, V. M., DAGA, V. S., DARWALL, W. R. T., FITZGERALD, D. B., FREHSE, F. A., HOEINGHAUS, D. J., LIMA-JUNIOR, D. P., MAGALHÃES, A. L. B., ORSI, M. L., PADIAL, A. A., PELICICE, F. M., PETRERE JR., M. POMPEU, P. S. & WINEMILLER, K. O. 2017. We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. **Biodivers. Conserv.**, 26(3): 757–62. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1258-8>
- WINEMILLER, K. O. 1989. Development of Dermal Lip Protuberances for Aquatic Surface Respiration in South American Characid Fishes. **Copeia**, 1989(2): 382–390. <https://doi.org/10.2307/1445434>